CEARC Canadian Environmental Assessment Research Council

CCREE Conseil canadien de la recherche sur l'evaluation environnementale

INTEGRATING ECONOMICS AND EIA: Institutional Design and Analytical Tools

Peter K. Stokoe

92-00329/

INTEGRATING ECONOMICS AND EIA: Institutional Design and Analytical Tools

Peter K. Stokoe

A Background Paper Prepared for the
Canadian Environmental Assessment
Research Council
September 1991

© Minister of Supply and Services Canada 1991
Cat. No. En105-43/1991
ISBN 0-662-59998-5

FOREWORD

The Canadian Environmental Assessment Research Council (CEARC) was established in January, 1984 by the federal Minister of the Environment to advise government, industry, and universities on ways to improve the scientific, technical, and procedural basis for environmental assessment (EA) in Canada. CEARC has commissioned research studies on many aspects of EA, including cumulative effects assessment, social impact assessment, health, sustainable development, economy, monitoring, negotiation, and mitigation.

The Council produces a variety of printed materials, ranging from formal reports (CEARC Reports, Background Papers, and Manuscript Reports) to those associated with the Council's ongoing activities (minutes of meetings, information brochures, and newsletters).

The purpose of CEARC-sponsored Background Papers is to provide relevant information and to stimulate discussion on topics of interest to the EA community. Background Papers undergo extensive review prior to their publication; however, the opinions expressed are the author's own and do not necessarily reflect the views of the Council or its Secretariat.

For more information on the Council's general activities, or to order publications, please contact:

The Secretariat
13th Floor, Fontaine Building
200 Sacré-Coeur Blvd.
Hull, Quebec
K1A 0H3

Tel.: (819) 997-1000
Fax.: (819) 953-2534

ACKNOWLEDGEMENTS

The author gratefully acknowledges comments and encouragement on drafts of this Paper from John Dixon, David Pearce, Peter Timmerman, three anonymous CEARC reviewers, and the Paper's editor, John Milton. Any remaining errors or omissions are the sole responsibility of the author.

TABLE OF CONTENTS

FOREWORD	iii
ACKNOWLEDGEMENTS	v
1. INTRODUCTION	1
2. ELEMENTS OF ENVIRONMENTAL ECONOMICS	3
Three Economies: the Origin of Externalities	3
Growth, Development and "Sustainable Development"	6
Other Potential Causes of Environmental Degradation	8
3. INSTITUTIONS FOR ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY	13
Strengthening Private Remedies	13
Environmental Bill of Rights	13
Round Tables	13
Irreversibilities and Safe Minimum Standards	14
Conservation and Restoration Strategies	14
Integrated Resource Planning	15
Environmental Impact Assessment	15
Technology Assessment	16
Research and Development Planning	16
Framework for an Environmentally-Sustainable Economy	17
4. PREDICTIVE TOOLS	19
Interdependency Studies	19
Economic-Ecological Models	19
Input-Output and Materials Balance Models	20
Econometric and Socio-Economic Simulation Models	21
5. EVALUATIVE TOOLS	23
Benefits and Damage Estimation	23
Cost-Benefit Analysis (CBA)	23
CBA and Social Rationality	26
The Prospects for Cost-Benefit Analysis	28
6. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS	31
BIBLIOGRAPHY	33

1. INTRODUCTION

This Background Paper develops, and draws implications from, an economic interpretation of the function of environmental assessment and other policy instruments in instituting an environmentally-sustainable economy. This is an economic interpretation because it considers environmental assessment and other emerging instruments as means for incorporating environmental values into economic decision-making. Environmental assessment processes are sometimes expanded to take into account broader social and cultural values through what is sometimes called social impact assessment. The focus herein will be on environmental values. From the perspective developed in this Paper, it begins to become clearer how economics and environmental assessment, and environmental impact assessment (EIA) in particular, can be integrated into an overall framework for the assessment of projects, programs and policies.

It is indicative of the pace of modern change that it has only been twenty-five years since "the environment" arose as a general concern and yet today, it is arguably the leading global issue. Nevertheless, the implicit understanding in economic theory of what we now call "the environment" has been evolving over the past two hundreds years and, in particular, with increasing rapidity over the past 30 years.

For a long period from its beginnings in the eighteenth century, the mainstream of modern economics (classical and neo-classical economics) viewed the material world primarily as the source of extractive resources for the production process. It was only with the advent of the first major conservation movements, around the turn of the 20th century, that economics began to acknowledge that the material world could also be a source of amenity services. Consequently, it came to be considered that economic choices must be made where incompatibilities arise between uses of the material world as a source of extractive resources and as a source of amenity services. Following on from this came the recognition of further possible incompatibilities between these uses and the use of the material world as a receptacle of wastes from production and consumption, the physical environment having a limited "assimilative capacity" (Fisher and Peterson 1976), or more generally, taking into account all three uses, a limited "carrying capacity".

Even at the beginnings of modern environmental awareness, the economy was considered to be autonomous from the environment in the sense that exceeding any environmental constraint was reversible by human action or natural processes and therefore, in principle, only a temporary inconvenience. Only recently has it been fully acknowledged that economic development can generate cumulative and irreversible environmental damage such as the accumulation of persistent chemical and radioactive contaminants, climate change and species extinction. At the same time, there has been a growing awareness of the environment as a dynamic system -- an ecosystem -- with which the economic system interacts even as a subsystem. Many today recognize that the two systems are interdependent and co-evolve, and share a common fate (Boulding 1981; Norgaard 1985, 1987; World Commission on Environment and Development 1987). This has become especially evident in the intricate and fragile ecosystems of the tropics and subtropics.

Economic theory has only just begun to catch up with this new understanding. At the same time, economic theory does already provide some insight into the functioning and misfunctioning within an economy which can lead to environmental and resource degradation. The theory has also led to the development of analytical tools that can help in taking account and weighing overall, short-term consequences in policy and planning. Both the underlying theory and the analytical tools need to be revised and supplemented according to the new understanding of economy-ecosystem interdependence. This, however, has not yet been accomplished in a systematic way.

Meanwhile, new institutions are being established to cope with the environmental consequences of economic activity. These new institutions, including EIA, arose as more or less spontaneous responses to concern about environmental costs that were not being adequately considered in planning. To the extent that these environmental costs should have the same status as other costs in economic decision-making, the new institutions already have some economic rationale and justification.

If, however, we take these environmental costs as givens, we may limit ourselves to considering only the symptoms, and not the causes, of environmental harm. This Paper takes the view that by giving attention to the **causes** of environmental harm recognized in economic theory, new institutions can be designed to be more **effective** in addressing these causes. One of the ways that economic theory can help in making these institu-

tions more effective is by explicitly recognising and encouraging the growing complementarity among them. In this way, economics carries on its original vocation of helping to guide the evolution of institutions and policy to better meet human needs and purposes (although to do this, it may have to recognize previously unacknowledged needs and purposes).

Within such an institutional framework for environmental sustainability, analytical tools can then be developed to assess consequences and evaluate alternatives in terms of the recognized values. Understanding the overall institutional framework for environmental sustainability is primary, because the appropriateness of a tool depends on where and how it is used within the framework.

In accord with these considerations, the main body of this Background Paper begins with a brief, non-technical review of current economic theory as it relates to the environment. The institutions that are emerging and evolving to cope with the economic causes of environmental harm are then noted, with a view to their interrelationships within an institutional framework for environmental sustainability, and especially their relationships with EIA. Attention is then turned to analytical tools, including predictive and evaluative tools. A survey of predictive tools that might be adapted to find appropriate application within an institutional framework for environmental sustainability ensues. Next, possible adaptations of evaluative tools, especially cost-benefit analysis, for application within such a framework are considered. Finally, some conclusions and recommendations regarding institutional design and analytical tools for EIA are outlined. The references cited throughout the text provide a broad survey of the recent literature in environmental economics.

This Background Paper is addressed to EIA practitioners, economists concerned with the environment, and policy-makers who contribute to the evolution of institutions that are intended to recognize environmental values. It is assumed that readers are acquainted with the basic terminologies of environmental assessment and management, and of sustainable development. For each of these groups, there may be parts of the paper which appear trivial in terms of their own perspectives. Nevertheless, for all of these groups, the paper is intended to suggest directions in which the practice and development of EIA and other institutions and the perspectives and analytical methods of economics can be productively reconciled. Such a reconciliation is neither immanent nor assured. The directions indicated here are merely suggested as the most promising for this purpose. It may require a degree of mutual faith to explore some distance in these directions before the shape of a possible reconciliation can begin to be discerned. This paper can be taken as an extended invitation in this spirit to join this exploration. As a Background Paper and document for discussion, it is intended to be more provocative than definitive.

2. ELEMENTS OF ENVIRONMENTAL ECONOMICS

In order to better reconcile environmental and economic considerations into a broader policy and planning framework, the starting point here will be an understanding of the current status of the environment in economics. Imparting this understanding is problematical, however, because economic theory is ambiguous even about what constitutes "the economy".

Three Economies: the Origin of Externalities

In its narrowest sense in economic theory, "the economy" is the linear process of production of commodities and services by firms, distribution of commodities usually through markets and consumption of commodities and services. Firms pay consumers for labour and other inputs to production and distribution they own, and consumers pay firms for commodities and services. There are thus circular flows of commodities, services, labour and other inputs in one direction and of money in the opposite direction. "The economy," in this narrow sense, will be called Economy 1 or the **Market Economy** (see Figure 1). The core of mainstream economic theory, neoclassical economics, is a theory of how Economy 1 works. In principle, this theory can be rigorously quantitative, because the whole process is mediated by money, which provides a consistent metric.

Taking a somewhat broader view, it can be recognized that "production" of commodities and services also takes place within households for internal consumption, without the mediation of a market. Indeed, it was this internal household production which was originally the exclusive concern of "economics" (as indicated by the etymology of the word from the Greek *oikonomia* meaning management of a household, which was the scope of the concern in the works of Aristotle, for example). Clearly, the commodities and services produced within households are just as important for economic well-being as commodities and services bought outside. Indeed, many commodities bought outside are only intermediate products which are used within households to produce commodities and services for final consumption (Burns 1977). Households sometimes derive resources directly from the environment for subsistence, especially in less industrialized economies. Beyond individual households, there are also many voluntary, non-profit and cooperative organizations and informal or barter economies within the community producing goods and services that contribute directly to well-being (Nicholls and Dyson 1983).

Firms provide their employees not only wages, but also work "communities" offering various degrees of safety, comfort, stress, status, security, work satisfaction, fulfillment and other "services". In this sense, firms can also be said to derive *amenities* from the environment for their employees -- and for their customers in the case of the tourism and recreation sector, for example.

Governments also perform various functions in the economy. They provide an institutional structure of rights and liabilities, facilitating the operation of the market economy. They deliver services to firms and households both directly and indirectly through the provision of infrastructure. They grant subsidies to firms and transfer payments to households. Finally, they collect taxes, mainly on incomes and expenditures, to finance these varied operations.

Many goods and services are not inherently limited to provision by governments, firms, community organizations or households, but can be provided by more than one of these kinds of organizations. One can even consider there to be a kind of price competition among these organizations for the favour of consumers/voters in the delivery of these goods and services (Breton 1989).

When we consider the size and scope of operations of firms, governments, community organizations and households in the provision of well-being, we encompass a broader view of the economy, which we can call Economy 2, or the **Political Economy**.

Economists also recognize that organizations and people can contribute or detract from each other's production possibilities or conditions of well-being not only through the commodities and services they intentionally produce but also through the incidental effects of their production and consumption activities. If there is no price mechanism to moderate their production of these effects taking into account costs or benefits for others (as there is in the case of the production of commodities and services in the market), they may produce too much (or too little) in terms of overall costs and benefits to everyone. In particular, such effects may include interference with "environmental functions" (de Groot 1986) that contribute directly to human life and livelihood. Such incidental effects may in general result

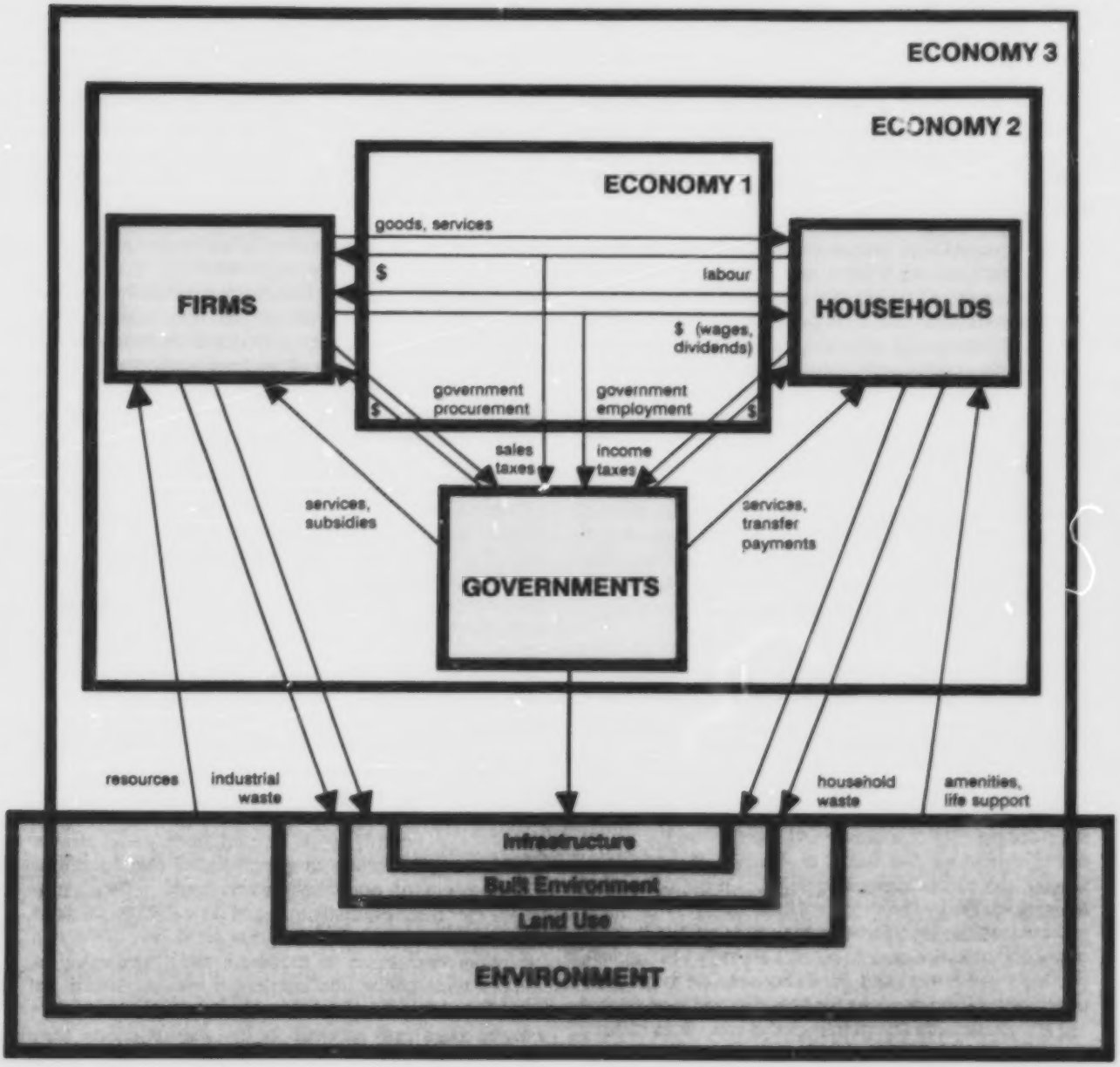


Figure 1. The three economies

in benefits or costs to other producers and consumers and are hence called positive or negative "externalities" (Mishan 1971b) respectively.

A typical kind of externality involves the natural environment. The paradigm case is pollution, where a factory emits waste into water or air, which detracts from the benefits gained from that water or air by others. However, industries can also generate positive environmental externalities. An example of this is the maintenance of a growing forest which can also serve as a wildlife habitat and a place for recreation (Bowes and Krutilla 1985). Firms, governments and households can also generate externalities through modifications of the environment with infrastructure, buildings and land uses generally.

In practice, an externality can be socio-economic as well as environmental. A common example of this is where an industry in a one-industry town may close without regard to the unexpected costs this imposes on residents of the town. Whether the effect is strictly environmental or more generally socio-economic, it can be seen that this notion of externality corresponds quite closely to what is recognized as an "environmental effect" in environmental law and in EIA.

When we take into account the environment as a source of natural resources, amenities and life support, and as a medium through which externalities are transmitted, we encompass a still larger economy, which we can call Economy 3, or the **Embedded Economy**. Note, however, that this is still a strictly anthropocentric view of the environment, reducing it to the medium through which economic actors can have incidental effects on each other.

From an economic perspective, EIA is precisely the investigation and "assessment" (if not evaluation) of externalities. Indeed, EIA often includes the investigation of potential socio-economic, as well as environmental, externalities. Hitherto, EIA has applied mainly to governments' infrastructure projects, but it could also apply to government policies. Some forms of EIA or environmental auditing can also apply to firms and even households. In general, however, EIA is only one kind of environmental measure applicable to firms and households.

A special case of an economic externality occurs where there is a resource (e.g. a fishery) with open, unrestricted access. In this case, everyone with access to the resource can use or harvest it to the point where the individual benefit of a further increment of extraction begins to fall below the cost of extraction for this increment. This generally results in an overall level of resource use beyond the point where total benefit to everyone is greatest. It can also lead to severe depletion or degradation of a resource, or even extinction of a species.

Corresponding to its diagnosis of environmental problems as "negative externalities", economics offers various remedies.

- One remedy is for the government to impose a charge or tax to provide an incentive to reduce the externality to a point where the difference between the social benefits of externality reduction and the technical costs of externality reduction are maximized (Pigou 1960; Baumol and Oates 1975).

- Another approach is to sell property rights to this "optimal" level of externality; if each organization must "buy" such rights according to the level of externality it generates, each will again have an incentive to reduce its level of externality appropriately.

Economists generally refer to the creation of such incentives to reduce an externality to an appropriate level as "internalization" of the externality, because the social costs of the externality are then represented by real, monetary costs in the internal accounts of the organization, and influence the organization's decisions accordingly. Nevertheless, in practice, governments have tended to favour approaches to the control of environmental externalities which rely more on emission or technology standards, or regulations with fines as penalties for non-compliance.

Assignment of property rights is also promoted as an approach to deal with the open access, resource problem. It is argued that if such rights are assured, owners will be more inclined to conserve (i.e. maintain the resource) because they are assured of reaping the future benefits of such conservation. Indeed, in an influential article that first appeared twenty years ago, the ecologist Garrett Hardin suggested that "mutual coercion mutually agreed upon" was usually the solution that was forced to the "tragedy of the commons" (Hardin 1968), as he named the phenomenon, referring to the historical case of the degradation of some of the common lands in England prior to their enclosure under private ownership. Of course, the Enclosure Movement was not much of a

"solution" for those people who were displaced from the land; perhaps it could appear so in this case only because there were growing opportunities for the displaced to work in new industrial activities or to emigrate to colonies in the New World and elsewhere. More generally, however, enclosure can simply transfer the problem elsewhere, as in many developing countries today, where the displaced become the underemployed residents of shantytowns surrounding the large cities or subsistence farmers on marginal land which becomes subject to severe soil erosion and hazards from landslides and flooding (Eckholm 1976; Pearce 1988a; Southgate and Pearce 1987).

It is increasingly being recognized that a wide variety of institutional arrangements have been, and are, available for limiting access and jointly managing "common property" resources (Ciriacy-Wantrup and Bishop 1975; Ruskin 1986; Regier and Baskerville 1986; Ostrom 1987; Pearce 1988a). Indeed, with regard to Hardin's example, it is now recognized that it was the breakdown of such traditional arrangements that originally led to degradation of some of England's common lands (Cox 1985).

Institutional arrangements may also be available for the control of externalities. To the extent that people can show that they have been harmed by the conduct of others, they may have remedies through the common law of torts and negligence which forces the agents of the harm to internalize some costs. The common law is gradually being expanded with varying effectiveness to cover new causes of environmental hazards (Stewart and Krier 1978; Schrecker 1984).

Coase (1960) claimed that, as long as the law makes any clear initial assignment of rights between a polluter to pollute or a pollutee to be free from pollution, polluter and pollutee could in principle negotiate to exchange those rights for payments to a point where a mutually acceptable level of pollution and payments is achieved. As long as the polluter and pollutee are free to bargain, this settlement would be "efficient" in economic terms, because again the costs of pollution would be internalized by the polluter as a payment that must be made, or a payment that could have been received but is forgone. In practice, however, it is recognized that such bargaining may be inhibited by "transaction costs", especially when there are many pollutees who must bear the costs of organizing themselves to negotiate with one or a few polluters. There may not be sufficient incentives for an individual pollutee to join the negotiation, rather than be a "free-rider" and leave it to the others. Furthermore, the pollutees are often at a severe disadvantage with regard to information about the quantity and nature of the pollution and its costs (see Mishan 1971a; Polinsky 1978; Sproule-Jones and Richards 1984). Nevertheless, EIA and other emerging institutions for environmental management can very usefully be thought of as negotiation or bargaining processes (Dorcey 1984). The urgent practical question for such institutions, and for environmental management generally, is how to overcome the problems inhibiting the initiation or successful resolution of these processes (Sproule-Jones and Richards 1984; Dorcey 1986).

Growth, Development and "Sustainable Development"

At the beginning of this chapter, it was stated that imparting an understanding of the current status of the environment in economics is problematical because economic theory is ambiguous about what constitutes "the economy". Clearly, all of Economy 1, Economy 2 and Economy 3 are important to the material conditions of our well-being. Yet, the core of existing economic theory deals exclusively with Economy 1. In economic theory, Economy 2 and Economy 3 appear as shadows or boundary conditions on Economy 1. Indeed, in conventional cost-benefit analysis, Economy 2 and Economy 3 are represented (if at all) in terms of "shadow prices", which are given, exogenous parameters. Conventional economic theory does not provide a means for considering interactions including possible feedback among Economies 1, 2 and 3. Yet, it is precisely with these interactions that many new problems are emerging. Hence, there is an urgent need to develop more general models of these interactions.

The exclusive attention which economic theory gives to Economy 1 is illustrated by notions of the economic value of production or consumption, such as Gross National Product (GNP) or Gross Domestic Product (GDP).

GDP is the sum of the net value gained in all market transactions of products and services in Economy 1. It is a measure of the "size" of Economy 1. Yet GDP is often taken as a measure of the material conditions of well-being. This can be misleading for several reasons (the following based on Goodland and Ledec 1987; see also Liepert 1986):

1. GDP may not reflect the material conditions of well-being of the bulk of a region's population if income distribution is very uneven.

2. GDP does not include production in the household or community, which may be especially important for the poor; expansion of Economy 1 at the expense of household or community production could make them worse off.

3. Many products and services purchased in the market are intermediate products for further production in the household; a stove which lasts 10 years provides the same service as five stoves which last 2 years each, although it will likely account for much less than the five stoves in terms of GDP.

4. Economic activity devoted to defending from, or compensating for, negative externalities (e.g. medical costs necessitated by exposure to toxic chemicals) gets counted as **positive** in GDP, although it really represents something **negative** in terms of human well-being.

5. GDP measures only economic flows, without regard to how much of these flows result from the "liquidation" or loss of man-made or natural capital. Policy-makers can thus temporarily raise a region's GDP by squandering its resources.

Taking into account some of these considerations can give a very different picture of the progress made through economic development in recent years (Daly and Cobb 1989).

Even where the concept of GDP has lost some of its appeal, "economic growth" may still hold great significance as a policy goal, even though economic growth is only the growth of GDP. Furthermore, the notion of "economic development" has become virtually synonymous with economic growth, although it may be tempered with a requirement that the number of people in absolute poverty does not increase and that the distribution of income does not become more unequal (Arndt 1981; Barbier 1987). Recognizing that poverty is not only oppressive for the poor themselves, but that it can also lead to rapid environmental and resource degradation by the poor for the sake of survival, the World Commission on Environment and Development (WCED) (1987) has called for a revival of economic growth.

Recognizing also that some recent patterns of growth have often not helped to alleviate poverty, but in some cases aggravated it, and that growth in developed countries must reduce its material and energy demands if it is to be sustainable, the Commission has also called for changes in the **quality** of growth. The challenge is to define more precisely what these qualitative changes must be and how they can be realised. This will likely require a redressing of the recent trend, in vogue since the Commission's report, whereby *the study of poverty as a cause of environmental degradation has become more fashionable (and richly funded) than the study of wealth as the main human threat to the environment* (Martinez-Alier 1990).

While economics has gradually been incorporating resource and environmental concerns, recent doubts about the overall prospects for ever-expanding economic growth began with the "limits to growth" debates (Meadows *et al.* 1972; Daly 1973; Hirsh 1976; Hueting 1980). With prompting by new theoretical formulations such as thermodynamic theory (Georgescu-Roegen 1971, 1976, 1979, 1981), steady-state economics (Daly 1973) and evolutionary economics (Boulding 1981), a greater appreciation has grown of the limits imposed by finite non-renewable resources (especially fossil fuels) and by the finite residual-absorbing capacity of the environment. It has become evident that economic growth based on continually increasing throughput of materials and energy is no longer feasible for the world as a whole, and especially for the developed countries. There is nothing inherently self-limiting in the dynamics of growth of the market economy, however; any limits on the **scale** of economic activities and on populations must derive from social or ecological restraints (Daley and Cobb 1989).

Nevertheless, some hold out promise that new forms of economic development can still continue in developed countries, even with steady or declining resource and energy consumption, based on sustained growth of the "information economy". Indeed, knowledge is likely to become an increasingly important economic factor in promoting efficient use of resources and energy, in developing substitutes and in protecting and restoring the environment. Countries that take the lead in developing environmentally-sound practices and technologies could enjoy additional economic benefits as exporters of these technologies while late adopters could face reliance on imports.

The challenge now for developed and developing countries alike is to adopt strategies for "sustainable development" which best provide for *economic and social benefits available in the present, without jeopardizing the likely potential for similar benefits in the future* (Goodland and Ledec 1987). To meet this challenge there is a recognition that economics will at least have to expand its scope of concern from Economy 1 to

Economies 2 and 3 and the interactions between these "three economies".

Although tentative steps are being taken in this direction, there are still insistent demands to be shown that environmental conservation "pays". In practice, these amount to demands that any claims of adverse effects must be shown to be adverse in terms of Economy 1 before these claims are considered warranted. Meeting these demands is very difficult beyond those cases where the paths of effects are very direct and obvious. This difficulty also contributes to the limited efficacy of common law in dealing with environmental problems. Furthermore, preoccupation with such attempts misleadingly keeps the focus of attention of policy-makers and economists on Economy 1 when an expansion of concern to all three economies is urgently required.

Serious consideration should be given to whether it might not be a better use of economists' skills not so much to **show** that environmental conservation pays, but to devise efficient means to **make** environmental conservation and restoration pay, especially through the internalization of externalities, but also increasingly taking into account interactions among the three economies. Consider that it is not required that it be shown that private investments "pay" for society as a whole; there are merely attempts to adjust incentives through public policy so that private (and public) investments are made only where the social benefits exceed the social costs. Similarly, rather than requiring that each environmental conservation project or policy be shown to "pay", economics might be more useful in helping to devise overall, efficient incentive structures to achieve or maintain environmental quality objectives.

To meet the requirements of "sustainable development", we must also expand the horizon of our concern temporally to include externalities not only for the present generation but also for future generations. As discussed in the next chapter, new institutions are needed and are emerging to cope with this challenge. The more that we rely on governments to mitigate and compensate for present negative externalities, rather than requiring that they be internalized, the more we impose on future generations the double burden of resource and environmental degradation and growing government debt.

Recent reports on environment and development issues (WCED 1987; National Task Force on Environment and Economy 1987) have expressed the hope that this downward spiral can be reversed and that the environment and the economy can work together. The Ministers of Environment of the OECD countries recognized in 1979 that *in the long run environmental protection and economic development are not only compatible but interdependent and mutually reinforcing* (OECD press release quoted in Ahmad 1981). Economic theory indicates that there should be no contradiction between a perfectly functioning economy and environmental conservation. In fact, economic theory would suggest that they should be mutually enhancing **if all externalities are internalized**. If positive as well as negative externalities are internalized, there will be incentives not only to refrain from degrading the environment but also to restore and enhance it.

Accomplishing such internalization will place greater demands on improvement of our environmental and ecological knowledge than our economic knowledge. Pearce (1976a, 1976b, 1987b) argues that the correct degree of internalization depends on ecological dynamics, not just on the current ecological state, and would amount in practice to establishing ecological bounds on the economy. If the correct degree of internalization is misjudged, or is not fully achieved in practice, the results may be catastrophic in some cases. We must be cautious and prepared to learn rapidly from the results of what we do and change our behaviour accordingly. Ecological prudence and adaptive strategies (Holling 1978; Clark and Munn 1986; Archibald 1980; Dryzek 1987) are therefore required.

Other Potential Causes of Environmental Degradation

So far, we have focused on the related problems of externalities and over-exploitation of open access resources as the major economic causes for resource and environmental degradation. There are also other potential causes of resource and environmental degradation in the ways that actual economies operate. These other sources of "market failure" or "institutional failure" identified in economic theory can often compound externalities and open access problems. Some of these other potential sources of resource and environmental degradation are introduced more explicitly here because they also need to be recognized in environmental policy. These brief discussions, and the references they cite, are very cursory, and by no means exhaustive.

Tax/subsidy and regulatory policies

Government policies, including taxes and subsidies may have adverse or beneficial effects on conservation. If tax policies do not make appropriate provisions for farmers

to deduct all of the costs that they incur for soil conservation in determining their taxable income, they will not have the appropriate incentive to invest in soil conservation. Similarly, just as tax policies may affect incentives for conservation, subsidies for farmers to let land lie fallow may expose soil to erosion or other deterioration. New ways of accounting for the costs of resource use and resource conservation are needed (Crerar 1986a).

There is an increasingly evident need for review of the environmental and resource impacts of government policies, including taxes, subsidies and regulations. Such impacts would include, for example, the impacts of tax policy on incentives for conservation of soil and other resources (Crerar 1986a; Bond *et al.* 1986; Repetto 1988b; see also Repetto 1988a with regard to forestry; Kosmo 1987 with regard to energy; and other publications of the World Resources Institute). Economic analysis would be an essential component of this kind of strategic environmental impact assessment. Similarly, programs to regulate and support the resource sectors should be assessed to determine their possible implications for environmental and resource degradation (Manning 1986).

Lumpy costs and economic hardship

Lumpy or discontinuous costs may inhibit private conservation measures (Ciriacy-Wantrup 1952). For example, economic hardship for farmers or other resource operators may lead them to disinvest in their operations, including neglecting costly conservation measures, in order to stave off bankruptcy. If the economic hardship is prolonged, this neglect can manifest itself in serious soil erosion or other deterioration (Collins and Headley 1983). In good economic times, operations may expand to marginal areas which may be especially prone to such deterioration when the economy turns bad. These problems may be exacerbated by misplaced incentives arising from tax or subsidy policies such as those referred to above (Crerar 1986a).

Lack of information

Economic theory generally assumes that producers and consumers each act individually in their own best interest with perfect information. However, many operators, especially small operators may lack the necessary information required to prevent or abate pollution or conserve resources. Even large operators may not have appropriate incentives to keep up to date on the latest technologies and techniques. The costs of sharing information and coordinating action to deal with large-scale environmental issues may be too great, and the results too uncertain, for such efforts to be organized in the private or voluntary sectors. History has shown many examples of pollution control policies where the most effective component was simply providing information and technologies for waste recovery, often including the recovery of valuable materials (Vogel 1986). Industrial associations can play an important role in disseminating information. At the same time, attention needs to be given to institutional barriers to practice of the "four Rs" of waste management: reduction, reuse, recycling and recovery (Adamson 1984; Barton 1979; Campbell and Glenn 1982; Huisingh *et al.* 1987; Sittig 1975). Adoption of such practices can provide some of the most dramatic examples of "environment-economy integration" because they not only help to reduce pollution, but also result in cost savings to industries themselves.

The EIA process can be conducted to offer special opportunities to address economic inefficiencies attributable to lack of information. For traditional EIA of projects, information is especially required about **alternative** technologies and ways of coordinating the immediate interests of a project and the long-term interests of those who will be affected by it. It makes no economic or environmental sense to evaluate a single project alternative isolated from the environmental, socio-economic and technological context in which it is to be implemented. Several alternatives should be evaluated for their relative advantages and disadvantages, each in terms of its overall contribution to environmental-economic development and sustainability. In order for this to happen, and for coordinated action on environmental issues generally, efficient means and incentives need to be developed for involving all those affected. If this involvement is by way of negotiating or bargaining, however, there may be substantial problems of asymmetry of information, as well as of lack of information, among the parties (Sproule-Jones and Richards 1984; Amy 1987).

Some economists also believe that lack of reliable information may be a problem at the macro level by preventing existing resource markets from providing the correct price signals to induce the appropriate level of conservation of private resource stocks (Smith 1979; Norgaard 1990). In response to this, some would advocate the production of more and better information about resource stocks, prospects for substitutes and likely future demand, while others suggest that some form of "indicative planning" is called for (Meade 1970). However,

the stronger case for planning probably rests on considerations of intergenerational equity (see *Intergenerational equity*).

Lack of research and development (R&D)

Economic theory generally predicts that private investment in R&D will be below that which is socially optimal to the extent that copyright and patent arrangements fail to provide optimal incentives to discoverers or inventors. In the case of R&D in the environmental field, this shortfall in returns, and thus the incentive for investment, is especially severe. This is because the benefits of more environmentally sound technologies and practices to their immediate users are limited to the extent that externalities are not fully internalized (so that even *users* of technologies for controlling externalities do not benefit from this use, because, by definition of externality, these benefits fall on others). This results in a slow pace for the private development of new environmental technologies such as recycling processes and abatement equipment for pollution control. In the long run, therefore, there is a tendency for technology to evolve in a direction that ignores environmental concerns. We usually think of such innovations in terms of hard, engineering inventions. More broadly, however, they extend to adoptions of new techniques, and innovations in practices, institutional arrangements and norms (Coleman 1986).

Economic analysis may be able to indicate the means, or at least the value, of **making the interaction between EIA and R&D more productive**. EIA offers a context in which R&D can gain close contact to actual environmental problems and, if the economic incentives in the EIA process are adequate, R&D will respond to them. EIAs should become spurs to the development of new technologies and practices and not precedents which justify lack of innovation. As already suggested, there is great potential for bringing new technologies such as computers and biotechnology and new techniques such as aquaculture, silviculture and integrated pest management to bear on environmental and resource problems. The development of Canada's nascent environmental industries has great potential not only for addressing domestic environmental and resource problems but also for export and balance of trade with the rest of the world. At the same time new technologies and techniques may themselves need to be subject to a kind of environmental impact assessment or technology assessment to steer R&D in environmentally-sound, and away from environmentally-hazardous, directions (Kapp 1983).

Discount rate

A more controversial question in economic theory is the discount rate that should apply to environmental maintenance and conservation. Some economists argue that the appropriate discount rate is the market interest rate that private firms would face in borrowing for capital investment projects. Other economists argue on various grounds that the social discount rate should be closer to the generally lower interest rates at which governments may borrow. What economists have hitherto considered the "optimal rate" of conservation is very sensitive to the choice of discount rate, with lower discount rates generally suggesting the need for more conservation. However, this relationship does not always hold because lower discount rates may tend to favour projects with immediate resource costs and longer-term benefits.

Some authors have questioned whether application of high discount rates to environmental degradation and resource use might be a kind of "social trap" (Costanza 1987; Costanza and Daly 1987; Goodland and Ledec 1987). Although there may be reasons for adjusting discount rates somewhat in some cases, in general the discount rate is too blunt an instrument for trying to effect general changes in environmental and resource policies (Markandya and Pearce 1987, 1988). Long-term sustainability is better addressed by taking intergenerational equity explicitly into account.

Intergenerational equity

Apart from the preceding purely economic considerations with regard to environmental protection and conservation, many would argue on ethical grounds that conservation and investment of resource rents should be sufficient to assure equity among present and future generations. As already indicated, such "intergenerational equity" seems to be required for sustainable development. The implications of this for the trade-off between resource use and capital accumulation, taking into account resource-augmenting technical progress, are too extensive to discuss here. Roughly it may be said, however, that intergenerational equity would require that care be taken to ensure that the endowment of resources and capital (including knowledge) be such as not to allow (per capita) productive capacity to decrease from one generation to the next (Robson 1980; Becker 1982; Hartwick and Olewiler 1986).

On the basis of the kinds of production functions generally assumed in economic analysis (i.e. either Cobb-Douglas or CES functions), no input is strictly a limiting factor (in contrast to "production functions" in ecological systems). However, if it can be argued that there is some resource that is such a limiting factor for several generations, and that no substitutes could exist for this resource during this period, then intergenerational equity would require that present uses be considered equally with all the foreseeable demands and "extractive capabilities" of those future generations (Mishan 1977; Pearce 1977). Some economists suggest that cheap energy from fossil fuels may be such a limiting factor (Geogescu-Roegen 1976, 1979, 1981; Hall *et al.* 1986).

There is some individual incentive to conserve some private resources to the extent that individuals value making bequests to society or their progeny. Here again, however, there is an absence of social institutions through which people can exercise their preferences for conserving and making bequests of common property resources (Osberg 1985). Pure, natural water or wilderness or heritage properties may be resources of this kind.

There are already some legal protections for some of these resources such as ecological reserves and heritage properties. However, there may be other ways that intergenerational equity might be taken into account in EIA and environmental and resource policy generally. For example, it might be possible to appoint spokespersons to represent future generations as "stakeholders" in EIA processes.

Equity, whether intergenerational or intragenerational, also has implications for compensation policies in EIA. In this area, a broader kind of economic-ecological analysis may help to indicate not merely the value of losses or damages but the awards and other measures necessary to restore a damaged or disturbed economy-ecosystem to renewed productivity, viability and sustainability.

Regulatory capture

Dealing with all of these problems would be simplified if we could count on omniscient regulatory agencies which had as their only purpose to serve the "public interest". However, substantial evidence has been presented in the economics literature that legislatures and regulatory agencies are subject to capture by the interests that they are supposed to regulate (Stigler 1971; Ackerman and Hassler 1981; Maloney and McCormick 1982; Pashigian 1985). Capture may not be the result of venality. It can merely be a consequence of the need to maintain a "good working relationship" between regulator and regulatees. Regulatees may also be selective about providing important information on which the regulator's decisions depend.

Economic and institutional analysis should help to indicate how environmental and resource regulatory agencies can be prevented from being captured by particular interests. In the case of EIA, the most effective measures might be through encouraging the countervailing activities of public interest groups.

By addressing the various potential economic causes of environmental and resource degradation, it is thus possible to indicate key points in economic activity where economically-sophisticated environmental management policies could better influence the course of development toward environmentally-sound practices.

3. INSTITUTIONS FOR ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY

In the previous chapter, we considered several causes in the actual operation of the economy that can lead to degradation of the environment and insufficient regard to environmental values generally. Suggestions were also given of ways that some of these causes could be tackled directly. Such direct measures may be most appropriate where a prominent cause of environmental degradation is particularly damaging, well understood, common and continuous. Often, however, an economic activity may generate many different kinds of externalities and involve other causes of environmental degradation that are not all well understood. It is generally more practical to address such pervasive situations more indirectly, by having in place an institutional framework that can recognize unacceptable environmental harm, and trigger countervailing responses. Environmental assessment can be considered to be part of such an institutional framework but other approaches are emerging and required. Many of these approaches complement environmental assessment and the effectiveness of all of them could be strengthened if their interrelationships were better appreciated (Archibugi 1989).

Strengthening Private Remedies

In addition to the greater efforts being made by public authorities to enforce environmental standards, further changes could be made to make it easier for private parties to obtain legal remedies for environmental harm. As already noted, the scope of tort and negligence law is expanding and awards for damages and legal costs are increasing. More could be done to permit class action suits in Canada, and to allow non-profit environmental organizations to bring forward environmental cases.

Greater government accountability might be promoted in Canada if non-profit organizations were allowed to bring government departments and agencies to court to require that they abide by or enforce environmental law, as is a practice in the United States. Other suggestions for reform are offered by Schrecker (1984). The intention here is **not** to bring about a "privatization" of environmental law and regulation but merely to provide private recourse to prompt public agencies to action, or to supersede them when they fail.

These changes encourage the internalization of externalities through private action. They all have potential implications for EIA, because the possibilities of subsequent legal action affect the attention and care which will be given to different aspects of an EIA and the incentives to involve stakeholders early in the process.

Attention should also be directed to the economics of public law enforcement, both of general environmental law (Russell 1971; Russell *et al.* 1986) and of the commitments to environmental measures which proponents make in the course of EIA processes.

Environmental Bill of Rights

A logical extension and consolidation of environmental law reform would be an environmental bill of rights. While many people agree that the idea of an environmental bill of rights is attractive, there is less agreement on what it should contain.

From the perspective of EIA, the most important aspects would be the procedural, as well as substantive, rights such a bill would acknowledge among participants in the EIA process and in environmental policy generally. The standing of stakeholders in the EIA process does not yet have a legal basis. The principles of sustainable development suggest that questions of justice and economics should be related in addressing this question. The practical knowledge and participation of resource users, native people for example (see Nakshima 1989) is indispensable in determining what kinds of development within a region are sustainable.

As well as determining their standing, an environmental bill of rights may better define the substantive rights on the basis of which stakeholders in an EIA may negotiate or bargain.

Round Tables

The National Task Force on Environment and Economy (1987) has recommended the establishment of Round Tables in each jurisdiction in Canada. These would be *drawn from senior-decision makers in the groups in its jurisdiction which have significant interest and expertise in environmental and economic issues, including: government; industry, both large and small; environmental organizations; labour; academia; and aboriginal peoples.*

It is not yet clear what the scope and function of the Round Tables will be, but one function might be to review

or formulate development plans or new policies in their early stages, or even to sponsor explicit environmental planning. They may provide a forum for the kind of strategic planning for sustainable development suggested above (see *Lack of Research and Development*, page 9). Round Tables can also advise governments on ways to ensure that environmental costs are reflected in economic accounting, prices and incentives, promoting the implementation of "full-cost pricing" (i.e. internalization of external costs).[1]

Irreversibilities and Safe Minimum Standards

The most serious environmental and resource problems are those where degradation and depletion become irreversible. There comes a point in the degradation or depletion of ecological resources where reversal of deterioration becomes no longer economical and beyond that where it is no longer even technically feasible. In some cases, going beyond such a critical zone leads to a permanent environmental loss. In other cases, it marks an interruption until natural recovery of the resource can take place. Thresholds of ecological instability may be far from the actual exhaustion of the resource. Table 1 shows some irreversible environmental changes, indicating whether they are permanent or are subject to natural recovery over a time period of the order of magnitude shown.

Recognizing such irreversibilities, most economists acknowledge the need for governments to set safe minimum standards and take measures to ensure that these standards are met. Safe minimum standards provide valuable guideposts for EIA and other kinds of environmental planning.

The simplest kind of safe minimum standards, both conceptually and practically, are those that can be made to apply everywhere. For example, persistent toxic chemical risks to human or environmental health can be and should be avoided entirely (a "zero-emissions" policy). It is impossible, however, to use fossil fuels without depleting them and it is very difficult to preserve all of the scenic or heritage resources we might like to save. Irreversible destruction of resources presents special evaluation problems which economists have attempted to resolve with the use of notions such as "option", "quasi-option", "existence" and "bequest" value (Arrow and Fisher 1974; Knetsch and Fisher 1974; Fisher and Krutilla 1974, 1985; Krutilla and Fisher 1975; Freeman 1984, 1985b, 1986; Walsh *et al.* 1984; Pearce 1987a).

Conservation and Restoration Strategies

Within a range of ecological resources there is, therefore, an inevitable social choice about which resources and how much of these resources should be conserved. Moreover, it is not only the total quantity, but also the geographic distribution, of resources that may be important. Consequently, there is a need for coordinated and consistent conservation strategies and plans at all geographic levels: local, regional, national, continental and global (Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses Ressources 1980; Environment Council of Alberta 1986; Conservation Council of Ontario 1986; Pollard and McKechnie 1986; Canadian Society of Environmental Biologists 1987). Conservation strategies require governments to take the initiative and not merely respond to problems as they arise.

These strategies should also be coordinated with energy strategies that will see us through, and beyond, the impending depletion of fossil fuels or the reductions in the use of these fuels required to forestall global climate change. (On the need for conservation and development strategies at the community level, see, for example, Hall 1984, Ruskin 1986 and Laitner 1987).While there have been some attempts to develop conservation strategies at regional, national and global levels, they can hardly yet be called "coordinated and consistent". There appear to be no generally-recognized principles about what should be conserved and how much. Ecological principles (including recognition of the irreversibilities noted above) should be the basic criteria here, with economics helping to resolve remaining questions. Conservation strategies should be oriented toward maintaining or increasing the endowment of "natural capital", being the value of resources and the ecological productivity of the environment (Pearce, Markandya and Barbier 1989; Pearce and Turner 1990).

[1] The National Round Table on the Environment and the Economy were created to determine how best to harmonize economic development with environmental sustainability. Reporting directly to the Prime Minister, the National Round Table is an independent forum composed of influential individuals from government, business, science, strategic policy and the public interest sector. Unlike most other institutions which bring together individuals or businesses with common interests, this forum brings together traditionally competing interests. Rather than developing or delivering programs of its own, the NRTEE will seek to achieve its goals by forging new ideas and partnerships to address the important link between the environment and the economy, providing independent advice on sustainable development and helping to build a broad concensus on what must change.

Environmental change	Time for natural recovery
species extinction	permanent
loss of scenic/ heritage resources	permanent
loss of traditional knowledge	permanent
fossil fuel depletion	permanent
minerals depletion	permanent
climate change	permanent
compaction of aquifers	permanent
desertification	permanent? (tree planting?)
radioactive waste contamination	10^5-10^7 years (Pu239, U238 half-lives)
toxic chemical contamination	10-10^6? years
soil loss	10^2-10^4 years at best
deforestation	10^2 years - permanent
ozone depletion	10^2 - ? (CFC life-time)
groundwater depletion	10 years - ?
acidification, nutrient loss	?
salination	?
habitat loss	depends on habitat

Table 1. Environmental irreversibilities

Clarity about these principles will be especially important when conservation appropriately moves beyond mere protection of resources to environmental restoration. For example, Fisheries and Oceans Canada's new Fish Habitat Management Policy calls for net **increases** in fish habitat in Canada. This obviously requires going beyond merely protecting existing habitat. Deciding how much to invest in creating new habitat, of what kinds and where requires joint ecological-economic analyses.

Integrated Resource Planning

The next step beyond conservation and restoration strategies is integrated resource planning. Here the concern is not merely to conserve a stock of resources but rather, how resources can be developed to yield the greatest net benefits on a sustainable basis, taking into account the ecological interdependence among resources. Integrated resource planning may include land use planning as well as planning for the use of other resources. Among these resources, common property resources are implicitly evaluated in the integrated resource planning process, where their value might be neglected otherwise.

There is growing interest in institutional arrangements for conserving and managing common property resources (Ruskin 1986). This is the focus for the work of the Common Property Resource Network (directed by Dr. C. F. Runge at the University of Minnesota), which now has more than 2,000 members worldwide. Experiments in methods for integrated resource planning are being conducted in Canada.

Environmental Impact Assessment

In economic terms, EIA is a means of anticipating and preventing externalities generated by a project before the project proceeds. EIA will be helped greatly by the development of conservation strategies and integrated resource plans. A great difficulty with EIA has been that environmental impacts and costs must always be evaluated "from scratch" and within the very limited timeframes and budgets available to EIAs.

As suggested previously, proposed projects can only be evaluated properly in relation to other potential projects. Ultimately the proper measure of the costs of a project is its so-called "opportunity costs" - the net benefits which it precludes realizing through alternative projects or implementations.

The concept of opportunity cost can be illustrated in an environmental context by the case of a proposed airport runway that would encroach on a wetland. The expected benefits of the runway might be estimated to greatly exceed the benefits that could be attributed to the wetland amenities and functions. Thereby, it is often mistakenly assumed that the "environmental values" represented by the wetland must always "lose out" against the "development values" represented by the runway. But even if, under some evaluation, the benefits

of the runway (over its construction and maintenance costs) appear to exceed all those benefits that can be attributed to the wetland, the economic question does not end there. This is because the real economic costs of the runway also include the opportunity costs of encroaching on the wetland - **all the potential benefits of the wetland that would have to be foregone.** Therefore, it is also necessary to ask whether the opportunity costs could be decreased and the net benefits increased, for example by putting the runway in another location where the loss of environmental values would not be as great.

The applicability of the concept of the opportunity costs of a proposed project has been demonstrated in several studies summarized by Krutilla and Fisher (1975). It has also been applied to projects such as pipelines by economists in Canada and the United States. Similarly, the resources and amenities on which a project draws should be evaluated in terms of their "marginal opportunity costs" (Pearce and Markandya 1989a) where marginal" in this context means the rate of increase of costs for increases in the rate of usage.

With conservation strategies and integrated resource plans already in place, the opportunity costs associated with the environmental impacts of a proposed project undergoing an EIA will be much clearer. Resources will already have been "spoken for" in these pre-existing strategies and plans so that the environmental trade-offs that a new, proposed project demands will be evident.

Conservation strategies and integrated resource plans also provide a way to deal with a particularly vexing problem for EIA, namely cumulative impacts. Practice with strategies and plans will indicate what management measures are required to maintain a given level of environmental and resource productivity and, therefore, what intensification of such measures may be required, and at what cost, to compensate for additional impacts.

Technology Assessment

Technology assessment focuses on the environmental and social impacts of individual technologies and recurring practices while EIA looks at the impacts of whole projects. For example, one could conduct a technology assessment of all of the environmental impacts of a chemical through its complete life cycle from manufacture to storage, transport, use and environmental fate. Technology assessment should ensure that the environmental impacts of products throughout their life cycle are taken into account in product design and marketing and that preferably products are designed so that they can easily be recycled. Where the same technology may be used in many projects, a generic technology assessment of this technology can contribute to the speed and quality of the project EIAs.

Technology assessments are also relevant for addressing cumulative impacts. For example, one could conduct technology assessments of the environmental effects of a kind of agricultural equipment or practice for soil conservation, or of a kind of forestry equipment or practice for forest regeneration. Technology assessment can also encompass social effects such as implications for employment, skills and distribution of income.

Research and Development Strategies

Of total public funding for R&D in Canada of about $800 million per year from 1975 to 1980 (in constant 1975 U.S. dollars), only about 1.5 to 1.75 per cent (about $12-14 million) was in the category of "environmental protection" (OECD 1985d). However, this does not include an annual average research and development expenditures of about $175 million for "agriculture, forestry and fishing", about $80 million for "production and rational use of energy", $4 million for "urban and rural planning", and $44 million for "earth and atmosphere" for a total of roughly $300 million, of which an unknown amount may have been related to environmental conservation (OECD 1985d). In any case, addressing environmental concerns in the future will be greatly facilitated by ensuring that this and all current and future R&D work is sensitive to environmental and resource factors. Amir proposes measures of the interdisciplinarity of research programs (1985) and changes in the organisation of research (1987) that might help promote greater recognition of these factors.

Kapp (1983) suggests that [e]*very serious discussion of today's environmental crisis leads sooner or later to the question of the possibility of development and introduction of alternative technologies....* The Science Council of Canada has also emphasized this theme (Science Council of Canada 1977; Schrecker 1983). Perhaps much of the present confrontation between industries and environmentalists could be more productively directed into this kind of "serious discussion". More generally, given the major, sustained effort that will be required, industries, environmentalists and governments should be negotiating plans and mutual commitments for how economic development will be redirected so as to be sustainable, and according to what timetable this will occur.

Framework for an Environmentally-Sustainable Economy

All of the approaches described above have been emerging as general answers to particular recurring environmental management problems over the past twenty years. Each approach attempts, in a different way, to deal with the disfunctionalities for the environment of modern economic systems. Nevertheless, the complementarities (and inconsistencies) of these approaches have not yet been fully recognized.

If economics, and other disciplines, are to provide a useful contribution to sustainable development, then it must be within some framework offered by these approaches. The provision of this framework cannot come solely from economics because the very need for the framework comes from the disfunctionalities of economies based on our current economics (that has focused exclusively on markets, with little attention to the broader institutional considerations bearing on the environment) (Bromley 1989). Nevertheless, a consistent framework is required for a new economics to make a contribution within it.

We should therefore be seeking to develop a consistent framework for an environmentally-sustainable economy encompassing the valuable features of each of the approaches described above. Such a framework should go even further in recognizing *sustainable redevelopment* (Regier and Baskerville 1986) of our environment and resources as explicit goals. In areas where ecological degradation is clearly apparent, this emphasis offers the greatest prospects for ensuring our well-being and that of future generations in an equitable way.

4. PREDICTIVE TOOLS

As discussed in previous chapters, the core of contemporary economic theory is concerned almost exclusively with the Market Economy. There is less understanding about the interactions of the Market Economy and the Political Economy and even less about the interactions of both of these in the Embedded Economy (see Figure 1). In general, the ways that the Embedded Economy can evolve - the coevolution of environment and economy - are little understood.

Nevertheless, analytical exercises such as EIA, whether applied to projects or policies, ultimately depend upon predictions or anticipation of possible consequences. Such predictions should not just consider one scenario or a limited number of outcomes but should explore the full range of consequences that are considered possible.

Insofar as these consequences can be both economic and environmental, they must currently be analyzed separately, the first with economic analyses, the second with biophysical or ecosystem models. Another approach is to specify ranges of acceptable environmental change and judge whether the project or policy is likely to exceed these. Similarly, one can begin by specifying environmental objectives and judge to what extent a project or policy is likely to help or hinder the achievement of these objectives.

Although there is currently a lack of fully developed tools for integrated environment-economy analysis, there are reasonable prospects for developing such tools within limited ranges of applications. This chapter discusses possibilities for the development of such tools from extensions of current tools of economic analysis. The current tools may already be called upon in EIA, especially with regard to any socio-economic impact components, but their usefulness could increase if they could also begin to take into account environmental factors.

Interdependency Studies

Within economics, the exclusive concern devoted to production and distribution of commodities and services has drawn attention away from the *interdependencies* between economies and their environments. In terms of Figure 1 (page 4), interdependency studies are those that explore the linkages from elements of the Political Economy (Economy 2) through the environment back onto the Political Economy. Dorcey (1984) suggests four types of interdependency analysis, which *would generate progressively more information, but, at the same time, would generally be increasingly more difficult to undertake:*

> *1. Analyze chains of physical and biological consequences arising from residuals discharge and resource use practices, whether apparent, potential or merely possible, in specified geographical areas with a view to identifying those consequences that might play a role in economic activity...*
>
> *2. Analyze physical and biological effects that affect cash flows whether by altering prices of commodities and services or by influencing the disposition of tax revenues...*
>
> *3. Analyze feed-back loops that start with a residual discharge or a resource use practice and subsequently have an effect on a resource or on human health that has economic ramifications...*
>
> *4. Analyze the vulnerability and resilience of the economic and ecological systems to increasing discharges of residuals and changes in resource use practices...*

These types of analysis could contribute in varying degrees to the processes of environmental and resource negotiation and could be pursued to the extent that the stakeholders recognise the net benefits of their contributions to negotiation (Dorcey 1986). Other methods relevant to the analysis of environment-economy linkages have also been reviewed in a report for the Canadian Environmental Advisory Council (Knowles 1986); some of these other methods are also discussed herein.

Economic-Ecological Models

Continuing progress is being made in the integration of economic and ecological models. The earliest of these were "bioeconomic" models of renewable resources, most notably fisheries, which take into account the counteracting effects of harvesting and natural regeneration of stocks. The theory of these models is reviewed by Wilen (1985) while its applications to fisheries is reviewed by Munro and Scott (1985). Possible modifications of these models with new behavioural and institutional assumptions are suggested by Charles (1988).

Some of the broader potential of economic-ecological models for environmental studies are suggested by Bernstein (1981). Braat and van Lierop (1986, 1987) have recently surveyed and reviewed a wide range of economic-ecological models and their applications for the International Institute for Applied Systems Analysis. Van der Ploeg *et al.* (1987) have distinguished five general approaches to economic-ecological modelling: "stretching" existing concepts and methods, bioeconomics, compartment models, the systems framework approach and general resource policy analysis. They found that each approach has problems in some regards.

Many of these models focus mainly on ecological dynamics, with less rigour in the economic analysis. Nevertheless the joint development of such models in a workshop setting has been found to be very useful for interdisciplinary collaboration among scientists and communication among stakeholders in environmental planning or impact assessment (Braat and van Lierop 1987). Models developed in workshops can be used to test various scenarios as in Adaptive Environmental Assessment and Management (Holling 1978, ESSA 1982; Jones and Greig 1985; Regier 1985), or may be used in operational gaming techniques or "policy exercises" (Clark and Munn 1986).

Isard (1972) provided one of the early demonstrations of the integration of economic and ecological analysis applied to the design and siting of a marina, taking into account economic benefits and costs including loss of ecological productivity in an estuary. The evaluation methods developed by Kahn and Kemp (1985) for an estuarine ecosystem mark an improvement in economic sophistication.

Methods of analysis which treat the environment and economy as different "layers" (sometimes also including other layers for energy or employment, for example) in one overall model have been offered by Nijkamp and Delft (1977), Nijkamp (1980), Nijkamp and Spronk (1981), Lakshmanan and Nijkamp (1983), Hafkamp (1984) and Hafkamp and Nijkamp (1984a and 1984b).

Hufschmidt *et al.* (1983) and Carpenter and Dixon (1985) discuss a wide range of approaches for including environmental and ecological analyses in project planning within a cost-benefit analysis framework.

While not incorporating explicit economic valuation, de Groot (1986, 1987) discusses an approach to environmental impact assessment based on environmental "functions", which usefully supplements approaches based on "valued ecosystem components" (Beanlands and Duinker 1983).

Further research activity in this area is being encouraged by the recently-organized International Society for Ecological Economics (contact Dr. R. Costanza, Center for Environmental and Estuarine Studies, University of Maryland) with its new journal *Ecological Economics*, that began publication in 1988.

Input-Output and Materials Balance Models

Input-output analysis was originally developed to trace the flows of products between industries and sectors in the economy. Its leading modern developer also recognized its potential for assessing the environmental impacts of industry (Leontief 1970). If it is assumed that each unit of an inter-industry flow has associated with it a certain level of residuals, then it is possible to determine the changes in residuals that can be expected from changes in economic output or economic structure. A good review of some of the early environmental applications of input-output analysis is offered by Emmett (1975). See also Lonergan and Cocklin (1985).

Environmental input-output modelling has not advanced very far in the last decade. The reasons for this are not clear but they may have something to do with the insufficient attention that was given to integrating these early analyses into actual economic and environmental decision-making. The practical benefits of these analyses were thus not as clear to administrators as their substantial costs. From his review, Emmett (1975) concludes that:

> *an issue of major concern is the appropriateness of the input-output framework to handle ecological interrelations. The many nonlinearities and thresholds involved in ecological interactions suggest that some relationships cannot be adapted to the linear framework and must be considered outside of the model... [T]he comprehensiveness of input-output analysis and the insight it provides into economic-ecological interactions must be weighed against the restrictiveness of the model's basic assumptions. No final assessment can be made solely on theoretical grounds, however. The value of these models can only be established over time as analytical and predictive tools.*

Recently, however, this approach has been applied at the national level in Norway (Forsund 1985). Victor (1972)

discusses some of the difficulties of applying the approach in Canada and Great Britain but has demonstrated its applicability in numerous projects, particularly in Ontario (VHB Research and Consulting, Toronto).

A kind of extended input-output analysis including environmental compartments as well as industries was employed by Isard (1972) for his study cited above. Isard has also indicated how to apply the approach in a regional context, as have Johnson and Bennett (1979, 1981).

At about the same time as Leontief was proposing input-output analysis for residuals assessment, Ayres and Kneese (1969) (see also Kneese, Ayres and d'Arge 1970) and then Kneese and Bower (1979) were developing a similar "materials balance" approach, based explicitly on the conservation of mass of materials as they flow through the economic process. This approach has also been applied at the regional level (James 1985), and can easily be used in conjunction with natural systems models (Basta and Bower 1982).

Whitney (1985) discusses the possible application of these approaches to EIA in Canada.

Econometric and Socio-Economic Simulation Models

Econometric models allow investigation of the implications of savings and investment in various sectors of the economy for output, employment, incomes and other aggregate economic variables. They thus allow testing of the consequences of following various economic policies. There have been many such models developed in Canada and elsewhere. Here we only consider some recent efforts to use such models to examine the implications of environmental policies.

Rather than the usual approach of using such models to develop strategies to maximise economic growth, Hueting (1987) reports on the results of using econometric models of the Netherlands to simulate the outcomes of *an economic scenario that gives top priority to saving the environment*. It was found that while rigorous environmental and energy conservation measures restrained growth in material output, they could generate employment and a more equitable income distribution.

Informetrica Limited has recently used its large, disaggregated econometric model of the Canadian economy to examine the economic (GDP) implications of more stringent environmental policies (Sonnen 1989). One of the cases considers possible productivity benefits for agriculture and forestry.

A tool for socio-economic simulation and scenario testing has been developed in Canada by the Structural Analysis Division of Statistics Canada in the form of the Socio-Economic Resource Framework (SERF). SERF is based on a set of accounting identities relating stocks and flows of people, capital, resources, etc. (McInnis 1984a, 1984b; Gault *et al.* 1987). Users of SERF can test the effects of policies on the dynamics of various "tensions" in the framework over twenty- to fifty-year time horizons, between people and employment, for example, or people and housing stock. Various feasibility studies have been done to incorporate environmental factors into SERF, including a National Residuals Simulation System (Bunnell *et al.* 1986). Geographical structure has also been incorporated into SERF to investigate scenarios at regional and watershed levels. In principle, SERF could offer a more flexible tool for investigating scenarios of the kind tested in the Dutch econometric model.

The basic socio-economic modelling approach of SERF is now being applied more generally by its developers (ROBBERT Associates, Ottawa). Researchers at the University of Waterloo, led by John Robinson, George Francis and Sally Lerner, are working with the SERF model and its developers to explore sustainable development scenarios for Canada over the next fifty years.

Pinfold (1987) considers the utility of other Canadian, large-scale, economic models for socio-economic impact assessment.

5. EVALUATIVE TOOLS

In economic analysis, it is sometimes difficult to distinguish methods oriented toward prediction from those which are intended more explicitly for evaluation. Most of the tools discussed in the previous chapter are primarily devoted to prediction. This chapter considers methods, based theoretically in welfare economics, which are more explicitly devoted to evaluation of changes in economic welfare from the current situation. These methods are considered here under the headings of "benefits and damage estimation", which is usually applied to overall policies or outcomes, and "cost-benefit analysis" (sometimes called benefit-cost analysis), which is usually applied to individual projects or programs.

Benefits and Damage Estimation

Several organizations, especially the Environmental Protection Agency and Resources for the Future in the United States, have engaged in major efforts over recent years to estimate in monetary terms national and regional **benefits** of environmental policies, especially pollution control strategies. Methods for benefits assessment, which generally rely on partial economic equilibrium concepts, are offered by Dewees (1980), Feenberg and Mills (1980), Freeman (1979, 1985a), Hershaft (1978), Johannson (1987), Kneese (1984), Maler (1971), McMillan (1975, 1980), OECD (1978, 1985c), Pearce and Markandya (1989b), Roberts and Sievering (1977), and Schulze *et al.* (1985). Kneese (1984) lists 18 extensive benefits assessment reports to the Environmental Protection Agency and almost 200 other publications related to the theory and practice of benefits assessment. The OECD also has a new report on benefits assessment (Pearce and Markandya 1989b). Some studies (OECD 1985c; Ostro 1980; Peskin *et al.* 1981; Rose 1983; Ehrlich *et al.* 1985) are concerned with macroeconomic variables such as growth and inflation, as well as overall benefits.

Various approaches have been applied to economic estimation of environmental **damages**, especially direct damages from pollution, to complement methods of benefit estimation. Theoretical considerations of damage estimation are addressed by Gregory and McDaniels (1987), Knetsch (1984), Maler and Wyzga (1976) and Pearce (1978). Applied studies have estimated economic damages from oil spills (Grigalunas *et al.* 1986; Federal Register 1987), from land-based pollution on coastal ecosystems (Kahn and Kemp 1985; Kahn 1987), and from acid deposition on the Canadian aquatic sector (Forster 1985), on forests (Crocker and Forster 1986), and, in preliminary terms, on agriculture (Forster 1987a).

Economists have used various methods to estimate epidemiological effects of air and water pollution, beginning with the work of Lave and Seskin (1971). These studies do not always attempt to quantify the costs of mortality and morbidity in monetary terms, although costs of remedial care are often included. A recent review of the U.S. Environmental Protection Agency's use of partially quantified cost-benefit analysis in regulatory development as part of its process of "regulatory impact analysis" found that such analysis was useful for guiding regulatory development, suggesting new alternatives, eliminating alternatives, adjusting alternatives and supporting decisions (U.S. Environmental Protection Agency 1987).

Cost-Benefit Analysis (CBA)

Cost-benefit analysis (CBA) is a method developed over the last fifty years for evaluating the relative overall socio-economic consequences of projects. It may also be extended to evaluate programs or policies. For simplicity, however, the discussion here refers to "projects", although most of what is said can be generalized to the applications of CBA to programs and policies. This domain of application makes CBA especially relevant to environmental assessment and any discussion of economics and environmental assessment must comes to terms with the potential application of CBA to environmental assessment.

CBA manifests both the strengths and the limitations of an economic perspective on the environment. It is therefore especially important to determine where CBA can help to clarify, and where it can obscure, the important considerations in decisions with environmental dimensions.

The method of CBA consists in predicting as far as possible all of the consequences of alternative projects and evaluating these consequences in economic (monetary) terms as benefits and costs.

Then, the best alternative in economic terms is that which yields the greatest net benefits (total benefits net of total costs). There are numerous general references on CBA, including texts (e.g. Pearce 1983) and official guides (e.g. Canada Treasury Board 1976).

The fundamental compelling argument in favour of CBA is that, within an instrumental, means-ends rationality, it constitutes the only rational way to proceed. In these terms, we appear to be confronted by a choice between "CBA or chaos" (Schrecker 1984).

There are two kinds of challenges that can be raised concerning the application of CBA, especially in situations involving the environment:

- Challenges of the first kind relate to practical difficulties and controversies in the technical application of CBA, usually about predicting and evaluating some kinds of consequences (especially environmental consequences). The ultimate recourse in response to these challenges is that no matter how serious these practical difficulties, if CBA is the only rational way to proceed, all we can do is work on overcoming them as best we can. If there are difficulties in **prediction**, these can be dealt with by better biophysical models and methods such as those discussed in the previous chapter. We will give more attention to problems of **evaluation** in CBA in this section.

- Challenges of the second kind, which we will consider in the next section, relate to the concept of rationality implicit in its procedural assumptions. As a procedure, CBA assumes that social choices can best be articulated and analyzed from the perspective of the presumed objectivity of a detached observer applying the CBA methodology. In other words, the rationality of CBA is a kind of autonomous rationality which stands separated from and above the social context to which it is applied. If there is another, or broader, kind of **social rationality**, then other, or augmented, procedures might be justified as being more rational.

Even within its own terms of prediction and evaluation, however, the actual practice of CBA in cases involving the environment can be challenged on several grounds:

1. CBA is based on the same "accounting system" as has been criticized earlier. Attempts can be made to incorporate "shadow prices" for goods without market values, but in practice, analysts have wide discretion about whether to include such goods, and if so, in identifying which goods to evaluate, and how to evaluate them. While economists may favour narrowing this range of discretion, and making CBA more standardized, there is no apparent trend in this direction.

2. CBA gives primacy to a notion of "efficiency" which many people would consider should be one of the lesser important social goals in a broader "social welfare function" for public policy (Bromley 1989). For example, CBA usually does not consider the distribution of cost and benefits among members of society, although many people consider equitable distribution an important goal (Nash and Pearce 1975). While methods have been proposed and used for incorporating equity considerations into CBA (Pearce 1983), they are not in widespread use today.

3. Furthermore, CBA is usually based on simple "static efficiency", where it is assumed that technologies do not change. It does not usually take into account "dynamic efficiency", where new technologies are encouraged or mandated and emerge. For discussion of the effects of environmental regulation on technological innovation, see U.S. National Science Foundation (1983).

4. CBA and risk assessment do not deal well with uncertainty, especially in cases where there is not a statistical record of events on the basis of which objective probabilities can be determined. This is often the case with new technologies with associated low, but unknown, probabilities of events causing heavy damage. One example of this is nuclear power plants. In such cases, assessment must generally fall back on the use of subjective probabilities. Any disagreements over subjective probability assignments are difficult to resolve.

5. CBA does not deal well with irreversibilities. Economists have attempted to develop and apply the concepts of option, quasi-option, existence and bequest values but it is questionable whether relevant values are actually revealed by these concepts, especially when many of the issues involved are also tied up with intergenerational equity.

6. CBA does not usually take into account intergenerational equity. Attempts to do so via discount rates have not been satisfactory. Conventional CBA may take into account the "psychic benefit" to the present generation of its bequest to future generations but not the benefits of that bequest to future generations themselves.

7. CBA does not deal well with the valuation of mortality and morbidity. Many people reject the idea that human life can be valued in monetary terms. Many would reject an offer of any amount of money in return for their lives or for imposing a risk on the life of anyone without their full consent. The proposed CBA procedures for the valuation of morbidity and mortality have yielded widely differing results.

8. More generally, CBA does not take into account the "down-valuation" (Kelman 1981) that occurs when attempts are made to place monetary values on "priceless" things, such as human life, important cultural artifacts or natural sites. This may be a consequence of the thesis elaborated in the next section (*CBA and Social Rationality*) that these and other things are evaluated differently by the individual *qua* citizen and member of the community than by the individual *qua* self-seeking "consumer" of economic theory (Sagoff 1988). At any rate, CBA does not take into account the possibility that citizens may be right when they resist the notion that there can be "rights" to pollute available for a price and instead attach a moral stigma to pollution. Although this moral stigma may be uncomfortable for polluters, it may help to rally and focus social concern about pollution, and provide a stronger incentive for the elimination of pollution in the longer term.

9. As commonly practised, CBA does not take into account the likelihood of future increases in the values of resources and amenities relative to manufactured (or "secondary") products. These relative increases can occur because of technical advance, making products relatively cheaper than resources and amenities, or because of cumulative losses of supply of resources and amenities, or because of increases in demand for them. Some economists have addressed these problems but their analyses are not widely applied in current CBA practice (see Krutilla 1967; Krutilla and Fisher 1975; Howe 1979).

Many economists believe these technical problems may have theoretical solutions and believe that CBA can be reformed into a useful tool for environmental planning. Many are working to overcome some of these deficiencies (Dorfman 1985). Progress in this regard is evident in works such as Knetsch and Freeman (1979), Hufschmidt *et al.* (1983) and James and Boer (1987). Nevertheless, a solution to a particular problem may only be applied in one or a few "demonstration" analyses, and not find its way into everyday CBA practice, perhaps because the budgets that administrators allocate to CBA do not usually allow more sophisticated analysis or extensive review.

In spite of any remaining technical problems, many economists believe that CBA is still a useful tool, even in situations with environmental dimensions. Indeed, some economists justifiably argue that the greatest risk to the environment comes from the failure to apply, or the misapplication of CBA. If CBA were applied to large projects (such as waterway and irrigation schemes) and policies (such as subsidies for land reclamation), which have substantial environmental implications, many might fail the test, even without considering all of the environmental costs. Krutilla and Fisher (1975) cite several such cases (see also publications of the World Resources Institute).

Howe (1979) also refers to cases of misapplication of CBA because of *political interference with the* **methods of technical analysis** (emphasis in original) where, for example, the wish to promote certain kinds of projects led the U.S. Congress *to legislate incorrect methods of water transportation benefit measurement* and *to dictate the use of inappropriate discount rates for many federal water projects*.

Where it is acknowledged that there are multiple project or policy criteria that are difficult to trade off in advance, some form of multi-objective analysis (Nijkamp and van Delft 1977; Nijkamp and Spronk 1981; Nijkamp 1989) may be more revealing than CBA. Multi-objective analysis is gaining greater application in many countries, especially in environmental matters. Multi-objective analysis allows economic and environmental factors to be considered separately in the analysis. These factors are then weighed explicitly by policy-makers at the end of the process.

By specifying multiple objectives, it becomes easier to separate "technical" issues from evaluative issues (e.g. the trade-off between equity and efficiency). This is in contrast to CBA which tends to obscure such distinctions in the effort to produce a single measure (net benefit) of project worth. Insofar as one accepts that evaluation of the effectiveness of a project or policy in attaining a given objective can be reduced to a technical problem, such evaluations can be assigned to technical personnel. Then there is greater justification to plead against "political interference" as does Howe (1979):

> *Clearly, technical personnel must be allowed to use the best scientific methods in providing multiobjec-*

tive evaluations of alternative policies or projects. On the other hand, technical agencies... must be required to provide unbiased analyses of the impacts of a policy or project on all national objectives. Agencies often become self-serving by catering to special interest groups and presenting heavily biased economic, environmental and social analyses to the decision-makers. Then benefit-cost analyses and environmental impact statements become ways of obfuscating the facts and keeping the project implications hidden. Unless agencies are allowed and required to use the most appropriate scientific methods and politicians are willing to make decisions on the basis of unbiased, publically available data, the applications of benefit-cost analysis, social impact analysis, and environmental impact statements will be a sham.

CBA and Social Rationality

The foregoing discussion opens the way for a more general inquiry into procedural considerations given the social and administrative contexts of economic analysis.

As mentioned in the previous section, CBA assumes that it is possible, and indeed preferable, to evaluate social choices from the perspective of a detached observer. The modes of economic analysis discussed in the previous chapter also assume the perspective of a detached observer, but this does not immediately raise the same problems, insofar as they are descriptive and predictive, rather than evaluative, as is CBA.

This detached stance may mislead CBA where there is the problem of lack of information (information being costly to acquire). Like economic theory, most applications of CBA generally assume perfect information on the part of the analyst and economic actors. Where there is a lack of information, a much more participative procedure may be more efficient (Maxwell and Randall 1989). Such participation would allow economic analysts, scientists and economic actors to share information. This, in turn, could not only improve the analysis, but also directly lead to more informed and rational behaviour on the part of economic actors themselves. As remarked by Costanza (1990), [t]*he public is most likely far from being fully informed about the ecosystem's true contribution to their own well-being, and they may therefore be unable to directly value the ecosystem's services.* Scientists have an important role in informing the public in this regard. It is only on the basis of such informed public values that economists can draw inferences which they can claim have any kind of public mandate.

Nevertheless, the problem here may be much broader than a lack of information. Economic actors may also have conflicting and confused values. Like economic theory, CBA gives primacy to "consumer sovereignty", and unquestioningly accepts the values which economic actors express through their choices in the marketplace. Such values may be strongly influenced by culture, advertising and mass marketing, and may conflict with the values of the actor as citizen and steward of the environment and "common property" resources (Sagoff 1989).

Sagoff (1981) distinguishes between "self-regarding" or "self-interested" values which can be expressed in market behaviour and "group-regarding" or "community-regarding" values, which usually are expressed through the political process. CBA and economic theory are in the tradition of classical liberalism. As such, they reject any notion of "group-regarding" values, drawing from the historical experience that claims on behalf of such values were often a mask for private interests and oppression. But this historical experience does not exclude the logical possibility that there may authentically be "group-regarding" values and that the satisfaction of these values contributes to an aspect of human well-being, just as the satisfaction of "self-regarding" values contributes to another aspect. Although the additional "group-regarding" benefits of some goods (e.g. education) are sometimes recognized in CBA through the concept of "merit goods", environmental goods have rarely, if ever, been accorded such recognition.

From the environmentalists' perspective, CBA may appear unsatisfactory because, by taking values as given, it allows little scope for environmental education in the decision-making process. Environmentalists have long known that the task of environmental education is as much about a change in values as about imparting information and for this they must compete with the ubiquitous promoters of conspicuous consumption. Furthermore, CBA ignores the possibility that values themselves may be irrational, both in the sense that they conflict and in the sense that they imply production and consumption patterns that are not ecologically sustainable.

Recognizing that values are socially and culturally bestowed, procedures for social decision-making should include modes of deliberation for resolving these conflicts between people's "self-regarding" and "community-

regarding" values. Of the kinds of procedures which have been discussed here, the most promising might be broadly-based participation in the development and application of conservation strategies. Public participation is necessary to ensure that there are public constituencies to implement these strategies. Public support generally is also needed to hold governments and their agencies to account for their part in implementation.

Conservation strategies would create a shift in economic emphasis toward rights to nondestructive and sustainable resource uses and away from rights to destructive and non-sustainable resource uses, with the balance progressively moving in favour of the former. As institutional changes, these would be classed as "reallocations of economic opportunity" (Bromley 1989) which maintain economic efficiency while better realizing environmental values.

Economic theory suggests two possible measures for the value of a right:

- **willingness to pay,** being the maximum amount of money people would be willing to pay to secure the right, and

- **compensation demanded,** being the minimum amount of money they would demand in return for giving up the right.

Economic analysis has generally assumed that these two measures are equivalent so that the initial allocation of rights has been considered inconsequential as long as the rights can be freely traded. In particular, CBA has usually adopted "willingness to pay" in practice.

In spite of this, there is considerable empirical evidence that compensation demanded may be several times greater than willingness to pay in common situations, even in the absence of income effects (Knetsch 1984; Knetsch and Sinden 1984). This, on top of the usual argument about transaction costs (Coase 1960), would suggest that the initial assignment of rights **does** matter. In particular, it does matter whether we initially assign rights to nondestructive and sustainable resource uses or to destructive and nonsustainable resource uses. To the question "Who should have the initial rights?", Krutilla and Fisher (1975) respond somewhat cautiously: *The answer is not obvious, though a better case can perhaps be made for assigning priority to the nondestructive use.*

There may also be other bases for the initial assignment of rights:

- **prior use**, especially in the case of indigenous peoples;

- **subsistence use**, versus commercial use; or

- **equitable use.**

Consideration should also be given to "soft" rights and responsibilities consistent with community norms, as well as to the "hard" rights conferred by legal institutions (Regier and Baskerville 1986). Some rights may even be deemed nontransferable and inalienable.

These considerations cannot be explored here. They are raised only to show that questions of allocation of rights are fundamental to environmental issues and yet cannot be unambiguously resolved by CBA.

The issue of initial allocation of rights also cannot be resolved by bargaining between affected parties. Promoters of environmental negotiations and mediation sometimes gloss over this question. Nevertheless, in negotiations too, outcomes will depend on the initial rights which are, explicitly or implicitly, accorded to the parties by mediators and sponsors of the negotiations (Amy 1987). If those speaking for environmental rights feel that these rights are not adequately recognized by the other parties, they may appeal for support outside of the negotiations to society at large. Although individuals may win or lose by reallocations of rights, the economic system can continue to operate on the basis of any allocation of rights, although it might be disrupted by uncertainties introduced by possibilities of unpredictable changes in rights. A major source of such uncertainties is the wide discretion, if not arbitrariness, of government departments and agencies.

The strong support of the public in Canada for environmental conservation as evidenced by public opinion polls would suggest potential support for strengthened environmental rights. However, these rights must be codified in an environmental bill of rights to be efficacious in legal, administrative and bargaining processes.

If the importance of both substantive and procedural rights is acknowledged, negotiating can make a substan-

tial contribution to environmental management. Indeed, much environmental management comes down in practice to negotiating in any case, whether it is negotiating between levels of government (in a federal system), between government and industry, or between all of these and other resource users (Dorcey 1986; Dorcey and Riek 1988). If governments represent public interests, and all parties become fully informed through the process, the results of negotiation cannot be anything but efficient (or "Pareto optimal") in an economic sense. These conditions are facilitated by adherence to "principled negotiating" (Dorcey 1984, 1986). Then, negotiating can also yield creative solutions that might not have been anticipated in advance.

Therefore, where negotiating is feasible as a means of resolving environmental and resource conflicts, it would be presumptuous and misguided to apply CBA to outguess and preempt the efficient outcome which negotiations would produce.

While thus limiting the application of CBA from those areas of environmental evaluation in which it is least competent, a negotiating approach might still draw on economic theory for help in identifying the values that need to be represented in the negotiating process. For example, it may be necessary for government agencies or appointed "stakeholders" to represent the values of non-users (option and existence values), or as previously suggested, the values of future generations.

Determining who the parties in a negotiation should be, and on the basis of which allocation of rights they should negotiate, is of course at the core of the problem.

The Prospects For Cost-Benefit Analysis

Mindful of the foregoing considerations, there may still be forms of modified CBA that can usefully be applied in environmental management and EIA in particular.

The compelling benefit of the CBA approach is that it demands a thoroughness and orderliness in taking account of the values at stake for everyone affected by a project or policy. The concept of opportunity cost, if properly understood and applied, could also do much to alleviate potential environmental conflicts.

There can always be disagreement over whether a CBA gives the appropriate magnitude or weight to a particular value. Nevertheless, CBA at least provides clear and general criteria for what values need to be considered, and what questions need to be asked about a proposed project or policy, its effects and its alternatives.

Without such criteria, relevant values can be left out, as for example, in the case of the mandate of the Environmental Assessment Panel for the Northumberland Strait Crossing Project. In its report (Barnes *et al.* 1990), the Panel noted that, although the issues raised were beyond its mandate,

> *citizens indicated that the following costs should have been considered part of the real costs of a fixed crossing: compensation to agriculture; compensation to [displaced ferry] workers; community development programs for those affected by the loss of [the ferry service]; road infrastructure; increased stress on provincial services; costs for reparation in the event of an environmental mishap (e.g. spill); cost of alternative service should the fixed crossing be out of service; long- and short-term compensation for losses to the fisheries.*

If the EIA had been conducted within the framework of CBA, these costs should not have been overlooked.

There can be some indeterminacy about what are to be counted as costs (or benefits) in CBA, where the allocation of rights is unclear. For example, in the foregoing case, the costs of compensation (if any) to displaced ferry workers will depend on the extent of legal and moral obligations that are recognized toward laid-off workers. Indeterminacy is obviously especially important where there are major disagreements over rights to land and other resources. It can also be important with regard to amenities and life-support functions, for which assignments of rights are often incomplete or unclear. The undetermined status of rights with regard to amenities and life-support functions contributes to the general problems of evaluating them.

Nevertheless, it can be instructive how far it is possible to proceed in an EIA that is conducted within the framework of a CBA without having to evaluate the amenity and life-support values that CBA is less reliable in quantifying. When such values are critical to the outcome of the assessment, then, as already indicated, it is appropriate to turn from CBA to negotiation and the search for public and political consensus. Resort to the latter methods is much more defensible when these values are at stake than using CBA methods of evaluation, which, taking into account the foregoing discussion, must be viewed with considerable scepticism in these cases.

When conducted in this way, assessments can help to produce general information about values, whether indicated **explicitly** by CBA techniques, or **implicitly** by weights which are apparently assigned to values in negotiation or public review. With this information about values it is possible to be more consistent in the relative weights given to factors in subsequent EIAs and more efficient in realizing these values in EIAs and environmenvironmental management generally. This is true not only for environmental values, but also for broad socio-economic values. For example, many projects are undertaken in part because of their expected contributions to job-creation, although there is usually little consideration given whether the values that are thereby implicitly assigned to jobs are consistent across projects, programs and policies. In the absence of such consistency, there is little assurance that jobs are being created efficiently in terms of their economic (and environmental) costs.

Recognizing that currently-held values may still not adequately take into account the contribution of the ecosystem (especially life-support functions) to well-being (Costanza 1990), it may be necessary to impose other constraints on cost-benefit evaluations and negotiations, such as a requirement of no net loss of "natural capital" (Pearce, Markandya and Barbier 1989; Pearce and Turner 1990; Costanza 1990).

This is one of the more theoretically astute suggestions now emerging for modification of CBA into a kind of **sustainable development assessment**. Much depends on what **accounting systems** can be developed for "natural capital." In practice, the development of such systems may coincide with the formulation of comprehensive ecosystem conservation strategies. Then, "no net loss of natural capital" could be made a minimum requirement of conservation strategies. Any CBA or EIA conducted with reference to a comprehensive conservation strategy, as advocated here, should then also be consistent with this principle.

6. CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

Consistent with the focus of this paper, the following conclusions and recommendations are offered for discussion specifically with regard to EIA. As previously, these statements with regard to projects can also be generalized to programs and policies.

1. **The economic and environmental assessment of a project can only be conducted properly by comparison of that project with other possible projects in terms of the economic and environmental resources that they require and their overall contribution to an environmentally-sustainable regional economy.** In economic terms, the true measure of the economic and environmental cost of a project is its "opportunity cost", that is, the value of the net benefits which could have been attained by allocation of the economic and environmental resources that are required by the project to the best alternative uses. In the case of environmental costs, these "best alternative uses" are often not immediately apparent. Rather, they must be revealed by comprehensive conservation strategies and integrated resource plans. In other words, the real environmental costs (or benefits) of projects should be measured in terms of what the projects subtract (or add) toward the fulfilment of conservation strategies and integrated resource plans. The need for these yardsticks is so fundamental that consideration should be given to the imposition of blanket moratoria on major projects in areas for which conservation strategies or integrated resource plans have not yet been developed.

2. **The preceding discussion provides ample reason for believing that cost-benefit analysis (CBA), at its current state of development and as it is commonly applied, systematically undervalues environmental costs and benefits.** Nevertheless, many projects, including large projects, of questionable economic and environmental sustainability, continue to be implemented even though it is doubtful that they would pass a CBA test. These projects only proceed at the cost of substantial government subsidies and misallocation. Therefore, CBA should be applied to projects to be implemented with government funding or support, in conjunction with EIA scoping and screening, at the initial screening stage. Any CBA should be open for public inspection and be subject to peer review by environmental economists outside of the organization that conducted the CBA. Progress should be encouraged in the development, application and standardization of CBA, including modifications on environmental grounds indicated above. Meanwhile, if a project with environmental impacts which are, on the whole, disruptive fails the CBA test at this stage, it should be rejected. If it passes the CBA test, it should still be subject to further EIA steps. In other words, passing the CBA test should be necessary, but not sufficient, for approval of such projects. Projects with an overall effect of enhancing environmental quality, such as sewage treatment plants and erosion prevention programs, but which may nevertheless fail the CBA test, should be subject to further review to see if their environmental benefits, that were not adequately evaluated in the CBA, outweigh their net pecuniary losses as determined by the CBA.

3. **Negotiating is a means of resolving environmental and resource conflicts that is compatible with economic principles and it should become the norm for dealing with such conflicts in EIA.** At the same time, further research, experimentation and practice are needed to determine which interests should be represented in negotiations, by whom, and what procedural and substantive rights they should be accorded in the process. Economics can help us with the question of representation, on the basis of our society's current value system. To the degree that a sustainable ethic or value system is given greater weight in public policy, every environmental "function" (de Groot 1986) should have a representative or spokesperson in environmental negotiations. Since this is probably not practical if the number of negotiators is to be kept manageable, attention will need to be given to how a manageable number of negotiating roles can be defined naturally to cover all of the environmental functions at stake. This in itself would be a powerfully educative process. Stakeholders would need to be made aware of how their interests are related to environmental functions in ways that they may not have considered.

4. **The information content of negotiating processes (or whatever other EIA procedures are employed) could be further enriched by making use of analytical tools such as economic-ecological models and input-output models.** The way in which any modelling exercise is conducted should be consistent throughout with its purpose in this context -- namely, to help in exploring and anticipating the indirect, as well as direct, project consequences that may ramify through economic and ecological pathways. Further research is needed on how such tools can be incorporated into negotiating processes and EIA procedures generally (Stokoe *et al.* 1988). In a recent

review of applications of economic-ecological models, Pearse and Walters (1987) conclude: *[t]he real challenge now is in learning how to embed the modelling process and its products more effectively in complex decision environments. This challenge will be best met by putting as much effort into the study of how models are received and used as has previously been placed in the study of how to build them.* Experience suggests that models are most useful in decision contexts when stakeholders and other users of these models participate in their development.

5. **Environmental negotiations should be conducted with a view to possible research and development (R&D) that might be undertaken to mitigate, or reduce, the environmental conflicts which the negotiations reveal.** Even if the results of such R&D could not be available soon enough to be applied in the project under review, they may still be useful for subsequent projects of a similar kind. The negotiations should also be conducted to develop a monitoring strategy for both environmental and economic changes that might be attributable to the project. Provision should also be made for a "post-audit" of the economic assessment, as well as the environmental assessment, of the project. The costs of negotiations, R&D, monitoring, mitigation, compensation and the post-audit should all be borne by the project proponent.

6. **The results of the negotiating process should augment the information on environmental costs and benefits originally considered in the CBA at the screening stage.** This new information could then be incorporated into the CBA to assist in final decisions on project approval by the project proponent and environmental reviewers.

7. **The roles assigned to CBA, and other techniques, in the EIA process should be regarded as provisory and subject to rigorous review.** The purpose of this review should be to detect where CBA produces misleading results, for some of the reasons cited above, both to correct these errors in the case at hand, and to improve CBA methodology for application in subsequent assessments. Support should also be given to research and development of techniques, such as multi-objective analysis and "sustainable development assessment," that might augment or replace CBA in some cases. The stages in the EIA process here proposed where errors in CBA can be detected are at the conclusion of negotiations, and in the course of the post-audit. To the extent that CBA and the conduct of negotiations improve, their results should converge, and both should correctly anticipate actual economic-ecological outcomes, as determined by the post-audit.

BIBLIOGRAPHY

ABELSON, P. 1979. *Cost Benefit Analysis and Environmental Problems*. Westmead, England: Saxon House.

ACKERMAN, B. and W. HASSLER. 1981. *Clean Coal/Dirty Air*. New Haven and London: Yale University Press.

ADAMSON, V. 1984. *Breaking the Barriers: A Study of Legislative and Economic Barriers to Industrial Waste Reduction and Recycling*. Toronto: Canadian Environmental Law Research Foundation and The Pollution Probe Foundation.

AMIR, S. 1985. On the Degree of Interdisiplinarity of Research Programs: A Quantitative Assessment. *Scientometrics* 8(1-2): 117-136.

AMIR, S. 1987. Environmental Research in Israel: On the Need for a Novel Organisational Change. *Research Policy* 16: 17-27.

AMY, D. 1987. *The Politics of Environmental Mediation*. New York: Columbia University Press.

ANDERSON, F. 1979. Ontario Reforestation Policy: Benefits and Costs. *Canadian Public Policy* 5: 336-47.

ANDERSON, G. and R. BISHOP. 1986. The Valuation Problem. In: Bromley, D., ed. *Natural Resource Economics: Policy Problems and Contemporary Analysis*. Boston: Kluwar, Nijheff Publishing.

ARCHIBUGI, F. 1989. Comprehensive Social Assessment: an Essential Instrument for Environmental Policy-Making. In: Archibugi, F., and P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development*. Dordrecht: Kluwer.

ARNDT, H. 1981. Economic Development: A Semantic History. *Economic Development and Cultural Change* 29: 457-66.

ARROW, K. and A. FISHER. 1974. Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics* 88: 312-19.

AYRES, R. and A. KNEESE. 1969. Production, Consumption and Externality. *American Economic Review* 59: 282-297.

BARBIER, E. 1987. The Concept of Sustainable Economic Development. *Environmental Conservation* 14(2): 101-10.

BARBIER, E. 1989. *Economics, Natural-Resource Scarcity and Development: Conventional and Alternative Views*. London: Earthscan.

BARNES, D., I. BEATTIE, C. LIVINGSTONE, C. EDWARD, G. THERIAULT and R. LOUCKS. 1990. *The Northumberland Strait Crossing Project. Report of the Environmental Assessment Panel*. Panel Reports No. 34. Hull: Federal Environmental Assessment Review Office.

BARTON, A. 1979. *Resource Recovery and Recycling*. New York: John Wiley and Sons.

BASTA, D. and B. BOWER, eds. 1982. *Analyzing Natural Systems: Analysis for Regional Residuals-Environmental Quality Management*. Washington, DC: Resources for the Future.

BAUMOL, W. and W. OATES. 1975. *The Theory of Environmental Policy*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

BEANLANDS, G. and P. DUINKER. 1983. *An Ecological Framework for Environmental Impact Assessment in Canada*. Halifax: Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University. Published in co-operation with the Federal Environmental Assessment Review Office.

BECKER, R. 1982. Intergenerational Equity: The Capital-Environment Trade-off. *Journal of Environmental Economics and Management* 9: 165-185.

BERNSTEIN, B. 1981. Ecology and Economics: Complex Systems in Changing Environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12: 309-30.

BOND, W., H. BRUNEAU and P. BIRCHAM. 1986. *Federal Programs with the Potential to Significantly Affect Canada's Land Resource*. Ottawa: Lands Directorate, Environment Canada.

BOULDING, K. 1981. *Evolutionary Economics*. Beverley Hills, London: Sage Publications.

BOWES, M. and J. KRUTILLA. 1985. Multiple Use Management of Public Forestlands. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 2: Chapter 12. (Arrow, K. and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6).

BRAAT, L. and W. LIEROP. 1986. *A Survey of Economic-Ecological Models*. Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis; CP-85-46.

BRAAT, L. and W. LIEROP, eds. 1987. *Economic-Ecological Modeling*. Amsterdam: Elsevier.

BRETON, A. 1989. The Growth of Competitive Governments. *Canadian Journal of Economics* XXII(4): 717-750.

BROMLEY, D. 1989. *Economic Interests and Institutions: the Conceptual Foundations of Public Policy*. Oxford and New York: Basil Blackwell.

BROMLEY, D. 1990. The Ideology of Efficiency: Searching for a Theory of Policy Analysis. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1): 86-107.

BROOKSHIRE, D., L. EUBANKS and A. RANDALL. 1983. Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources. *Land Economics* 59(1): 1-15.

BUCHANAN, J. and G. TULLOCK. 1975. Polluters' Profits and Political Response: Direct Controls versus Taxes. *American Economic Review* 65: 139-47.

BUNNELL, P., L. GREIG and J. CARLEY (ESSA Ltd. and NEQ Organomics). 1986. *Design Options for a National Residuals Simulation System (NRSS): Final Report*. Submitted to: Statistics Canada Structural Analysis Division and Environment Canada.

BURNS, S. 1977. *The Household Economy: Its Shape, Origins and Future*. Boston: Beacon Press.

CAMPBELL, M. and W. GLENN. 1982. *Profit from Pollution Prevention. A Guide to Industrial Waste Reduction and Recycling*. Toronto: Pollution Probe Foundation.

CAMPEN, J. 1986. *Benefit, Cost, and Beyond: The Political Economy of Benefit-Cost Analysis*. Cambridge: Ballinger.

CANADIAN SOCIETY OF ENVIRONMENTAL BIOLOGISTS. 1985. *Economy and Ecology - The Economics of Environmental Protection*. Alberta: Canadian Society of Environmental Biologists; Symposium Proceedings.

CANADIAN SOCIETY OF ENVIRONMENTAL BIOLOGISTS. 1987. Conservation Strategies in Canada. *CSEB Newsletter/Bulletin* 44(2).

CARPENTER, R. and J. DIXON. 1985. Ecology Meets Economics: A Guide to Sustainable Development. *Environment* 27(5): 6-32.

CHARLES, A. 1988. Fisheries Socioeconomics: A Survey. *Land Economics* 64(3): 276-295.

CHRISTAINSEN G. and T. TIETENBERG. 1985. Distributional and Macroeconomic Aspects of Environmental Policy. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 9. (Arrow, K. and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6).

CIRIACY-WANTRUP, S. 1952. *Resource Conservation: Economics and Policies*. Berkeley and Los Angeles: University of California Press.

CIRIACY-WANTRUP, S., and R. BISHOP. 1975. Common Property as a Concept in Natural Resources Policy. *Natural Resources Journal* 15: 713-727.

CLARK, J. and W. FURTAN. 1983. An Economic Model of Soil Conservaton/Depletion. *Journal of Environmental Economics and Management* 10: 356-70.

CLARK, W. and R. MUNN, eds. 1986. *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge: Cambridge University Press.

CLEVELAND, C. 1987. Biophysical Economics: Historical Perspective and Current Research Trends. *Ecological Modelling* 38: 47-74.

COASE, R. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1-44.

COLANDER, D., ed. 1984. *Neoclassical Political Economy: The Analysis of Rent-Seeking and DUP Activities*. Cambridge, MA: Ballinger Publishing Company.

COLEMAN, J. 1986. Norms as Social Capital. In: Radnitzky, G., ed. *Economic Imperialism: the Economic Approach Applied outside the Field of Economics*. New York: Paragon.

CONSERVATION COUNCIL OF ONTARIO. 1986. *Towards a Conservation Strategy for Ontario: An Assessment of Conservation and Development in Ontario*. Toronto: Conservation Council of Ontario.

COSTANZA, R. 1987. Social Traps and Environmental Policy: Why Do Problems Persist when there are Technical Solutions Available? *Bioscience* 37(6): 407-412.

COSTANZA, R. 1990. Assuring the Sustainability of Ecological Economic Systems. Paper presented at the first annual meeting of the International Society for Ecological Economics: The Ecological Economics of Sustainability; Washington, D.C.; 21-23 May, 1990.

COSTANZA, R. and H. DALY. 1987. Toward an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38: 1-8.

COX, S. 1985. No Tragedy on the Commons. *Environmental Ethics* 7: 49-61.

CRABBÉ, P. 1985. Option Value and Quasi-Option Value of Natural Resources. Presented at: Fifth World Congress of the Econometric Society; August, 1985; Boston, MA.

CRERAR, A. 1986a. Resource Cost Accounting. *Policy Options* May 1986: 17-21.

CRERAR, A. 1986b. Anticipate and Prevent. *Policy Options* November, 1986: 3-7.

CROCKER, T. and B. FORSTER. 1986. Atmospheric Deposition and Forest Decline. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 1007-1017.

CROCKER, T., J. TSCHIRHART, R. ADAMS and B. FORSTER. n.d. Methods Development for Assessing Acid Deposition Control Benefits. In: *Methods Development for Environmental Control Benefits Assessment*. Washington: Office of Exploratory Research, Office of Research and Development, US EPA.

DALY, H., ed. 1973. *Toward a Steady-State Economy*. San Francisco: Freeman.

DALY, H. 1977. *Steady-State Economics*. San Francisco: Freeman.

DALY, H. and J. COBB. 1989. *For the Common Good: Redirecting the economy toward community, the environment and a sustainable future*. Boston: Beacon Press.

DANSEREAU, P. 1985. Environnement futur: ressources, besoins, désirs et réalités. Presented at Colloque du Conseil consultatif de l'environnement sur le bilan et la prospective environnementale québécoise; April 28, 1984; Québec: 105-213.

de GROOT, R. 1986. *A Functional Ecosystem Evaluation Method as a Tool in Environmental Planning and Decision Making*. Agricultural University, Wageningen, The Netherlands: Nature Conservation Department.

de GROOT, R. 1987. Environmental Functions as a Unifying Concept for Ecology and Economics. *The Environmentalist* 7(2): 105-109.

DORCEY, A. 1984. Interdependence between the Economy and the Environment: from Principles to Practice. Prepared for Environment Canada as a Background Paper for the OECD Conference on Environment and Economics, 18-21 June, 1984, Paris.

DORCEY, A. 1986. *Bargaining in the Governance of Pacific Coastal Resources: Research and Reform*. University of British Columbia: Westwater Research Centre.

DORCEY, A. and C. RIEK. 1988. Negotiation-Based Approaches to the Settlement of Environmental Disputes in Canada. In: Keene, S., ed. *The Place of Negotiation in EIA Processes: Institutional Considerations*. Hull: Canadian Environmental Assessment Research Council.

DORFMAN, R. 1985. An Economist's View of Natural Resource and Environmental Problems. In: Repetto, R., ed. *The Global Possible: Resources, Development and the New Century*. New Haven: Yale University Press.

DOWNING, P. and L. WHITE. 1986. Innovation in Pollution Control. *Journal of Environmental Economics and Management* 13: 18-29.

DRYZEK, J. 1983. Ecological Rationality. *International Journal of Environmental Studies* 21: 5-10.

DRYZEK, J. 1987. *Rational Ecology: Environment and Political Economy*. Oxford and New York: Basil Blackwell.

ECKHOLM, E. 1976. *Losing Ground: Environmental Stress and World Food Prospects*. New York: Norton and Company.

ECONOMIC COUNCIL OF CANADA. 1981. *Reforming Regulation*. Ottawa: Supply and Services Canada.

EHRLICH, E., T. LUTTON and J. THOMASIAN (Congress of the United States, Congressional Budget Office). 1985. *Environmental Regulation and Economic Efficiency*. Washington: U.S. Government Printing Office.

EMMETT, B. 1975. *Environmental Applications of Input-Output Analysis*. Environment Canada Planning and Finance Service Report No. 3. Ottawa: Information Canada.

ENVIRONMENT CANADA. 1984. *Sustainable Development*. A Submission to the Royal Commission on the Economic Union and Development Prospects for Canada by Environment Canada. Ottawa: Environment Canada.

ENVIRONMENT COUNCIL OF ALBERTA. 1986. *Prospectus for an Alberta Conservation Strategy*. Environment Council of Alberta; ECA86-PA/CS.

ENVIRONMENTAL AND SOCIAL SYSTEMS ANALYSTS (ESSA) LTD. 1982. *Review and Evaluation of Adaptive Environmental Assessment and Management*. Canada: Environment Canada.

FEDERAL REGISTER. 1987 (Friday March 20). Part IV: Department of the Interior, Office of the Secretary. 43 CFR Part 11. *Natural Resource Damage Assessments; Final Rule*. Washington: U.S. Government Printing Office.

FEENBERG, P. and E. MILLS. 1980. *Measuring the Benefits of Water Pollution Abatement*. San Diego: Academic Press.

FISHER, A. and J. KRUTILLA. 1974. Valuing Long Run Ecological Consequences and Irreversibilities. *Journal of Environmental Economics and Management* 1: 96-108.

FISHER, A. and F. PETERSON. 1976. The Environment in Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* 14: 1-33.

FISHER, A. and J. KRUTILLA. 1985. Economics of Nature Preservation. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 4. (Arrow, K. and M.Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FORSTER, B. 1984. Economic Impact of Acid Precipitation: A Canadian Perspective. In: Crocker, T., ed. *Economic Perspectives on Acid Deposition Control*. Boston: Butterworth Publishers. (Teasley, J., ed. Acid Precipitation Series. Ann Arbor Science Books; 8).

FORSTER, B. 1985. Economic Impact of Acid Deposition in the Canadian Aquatic Sector. In: Adams, D.D., and W.P. Page, eds. *Acid Deposition: Environmental, Economic and Policy Issues*. New York: Plenum Press.;

FORSTER, B. 1987a. Agricultural Impacts of Acid Deposition: Some Issues to Consider. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 35: 241-248.

FORSTER, B. 1987b. The Acid Rain Games: Incentives to Exaggerate Control Costs and Economic Disruption. Presented at the Symposium: Acid Rain: The Ecology, The Economics and the Politics of a Problem; October, 1987; Indianapolis.

FORSUND, F. 1985. Input-Output Models. National Economic Models and the Environment. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 8. (Arrow, K. and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FREEMAN, A. 1979. *The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice*. Baltimore and London: John Hopkins University Press.

FREEMAN, A. 1984. The Quasi-Option Value of Irreversible Development. *Journal of Environmental Economics and Management* 11: 292-295.

FREEMAN, A. 1985a. Methods for Assessing the Benefits of Environmental Programs. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 6. (Arrow, K. and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FREEMAN, A. 1985b. Supply Uncertainty, Option Price and Option Value. *Land Economics* 61(2): 176-181.

FREEMAN, A. 1986. Uncertainty and Environmental Policy: The Role of Option and Quasi-Option Values. *Advances in Applied Micro-Economics* 4: 153-167.

GAULT, F., K. HAMILTON, R. HOFFMAN, and B. MCINNIS. 1987. The Design Approach to Socio-Economic Modelling. *Futures* February, 1987: 1-25.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1976. *Energy and Economic Myths*. New York: Pergammon Press Inc.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1979. Energy Analysis and Economic Valuation. *Southern Economic Journal* 45: 1023-1058.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1981. The Crisis of Natural Resources. *Challenge* March-April, 1981: 50-56.

GILPIN, A. 1986. *Environmental Planning: A Condensed Encyclopedia*. Park Ridge, NJ: Noyes.

GOELLER, H. and A. WEINBERG. 1976. The Age of Substitutability: What Do We Do When the Mercury Runs Out? *Science* 191: 683-89.

GOELLER, H. and A. ZUCKER. 1984. Infinite Resources: the Ultimate Strategy. *Science* 223: 456-462.

GOODLAND, R. and G. LEDEC. 1987. Neoclassical Economics and Principles of Sustainable Development. *Ecological Modelling* 38: 19-46.

GREGOR, J. 1977. *Intra-Urban Mortality and Air Quality: an Economic Analysis of the Costs of Pollution-Induced Mortality*. Cornwallis, Oregon: U.S. EPA; July 1977; EPA-600/5-77-009. (Socioeconomic Environmental Studies Series).

GREGORY, R. and T. McDANIELS. 1987. Valuing Environmental Losses: What Promise Does the Right Measure Hold? *Policy Sciences* 20: 11-26.

GRIGALUNAS, T., R. ANDERSON, G. BROWN, R. CONGAR, N. MEADE and P. SORENSEN. 1986. Estimating The Cost of Oil Spills: Lessons from the Amoco Cadiz Incident. *Marine Resource Economics* 2(3): 239-262.

GRIGALUNAS, T. and J. OPALUCH. 1987. *Assessing Liability for Damages under CERCLA: A New Approach for Providing Incentives for Pollution Avoidance?* Staff Paper Series, College of Resource Development, University of Rhode Island.

HAFKAMP, W. 1984. Economic-Environmental Modeling in a National-Regional System: An Operational Approach with Multi-Layer Projection. In: A. Andersson and W. Isard, eds. *Studies in Regional Science and Urban Economics* 10. Amsterdam: North Holland.

HAFKAMP, W. and P. NIJKAMP. 1984a. A Multiple-Layer Model for Economic-Environmental-Energy Policy Analysis. Lecture Notes in *Economics and Mathematical Systems* 229: 193-201.

HAFKAMP, W. and P. NIJKAMP. 1984b. An Operational Multi-Component Multi-Actor Policy Model for Economic-Environmental Scenarios. Lecture Notes in *Economics and Mathematical Systems* 230: 157-182.

HALEY, D. 1985. The Forest Tenure System as a Constraint on Efficient Timber Management: Problems and Solutions. *Canadian Public Policy* 11: suppl.: 315-20.

HALL, C., C. CLEVELAND and R. KAUFMANN. 1986. *Energy and Resource Quality. The Ecology of the Economic Process*. New York: John Wiley and Sons.

HALL, R. 1984. Solving Environmental Problems in the Main Stream. *Probe Post* October, 1984: 8-11.

HARDIN, G. 1968. The tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243-1248.

HARTWICK, J. and N. OLEWILER. 1986. *The Economics of Natural Resource Use*. New York: Harper and Row.

HERSHAFT, A., ed. 1978. *Critical Review of Estimating Benefits of Air and Water Pollution Control*. Washington: U.S. EPA.; EPA-600/5-78-014.

HIRSCH, F. 1978. *Social Limits to Growth*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

HOLLICK, M. 1981. The Role of Quantitative Decision-Making Methods in Environmental Impact Assessment. *Journal of Environmental Management* 12: 65-78.

HOLLING, C. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. New York: Wiley.

HOWE, C. 1979. *Natural Resource Economics: Issues, Analysis and Policy*. New York: John Wiley and Sons.

HUETING, R. 1980. *New Scarcity and Economic Growth: More Welfare through Less Production*. Amsterdam: North-Holland Publishing Company.

HUETING, R. 1987. An Economic Scenario that Gives Top Priority to Saving the Environment. *Ecological Modelling* 38: 123-140.

HUFSCHMIDT, M., D. JAMES, A. MEISTER, B. BOWER and J. DIXON. 1983. *Environment, Natural Systems and Development: An Economic Valuation Guide*. Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.

HUISINGH, D., L. MARTIN, H. HILGER and N. SELDMAN. 1981. *Proven Profits from Pollution Prevention: Case Studies in Resource Conservation and Waste Reduction*. Washington: Institute for Local Self-Reliance.

HYMAN, E. 1981. The Valuation of Extramarket Benefits and Costs in Environmental Impact Assessment. *EIA Review* 2: 227-58.

INGRAM, H. 1985. Information Channels and Environmental Decision-Making. In: Kury, C., ed. Enclosing the Environment: NEPA's Transformation of Conservation into Environmentalism. *Natural Resources Journal* Special Issue: 86-105.

ISARD, W. 1972. *Ecologic-Economic Analysis for Regional Development*. New York: The Free Press.

JAMES, D. and B. BOER. 1987. *Application of Economic Techniques in Environmental Impact Assessment. Draft Report to the Australian Environment Council. Macquarie University, Australia*.

JAMES, D. 1985. Environmental Economics, Industrial Process Models and Regional-Residuals Management Models. In: Kneese, A., and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 7. (Arrow, K., and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

JOHANNSON, P.-O. 1987. *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*. Cambridge: Cambridge University Press.

JOHNSON, M. and J. BENNETT. 1979. An Input-Output Model of Regional Environmental and Economic Impacts of Nuclear Power Plants. *Land Economics* 55(2): 236-52.

JOHNSON, M. and J. BENNETT. 1981. Regional Environmental and Economic Impact Evaluation: An Input-Output Approach. *Regional Science and Urban Economics* 11: 215-30.

JONES, M. and L. GREIG. 1985. Adaptive Environmental Assessment and Management: A New Approach to Environmental Impact Assessment. In: MacLaren, V. and J. Whitney, eds. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada*. Toronto: Methuen.

KAHN, J. 1987. Economic Damage from Herbicide Pollution in Chesapeake Bay. *Project Appraisal* 2(3): 142-152.

KAHN, J. and M. KEMP. 1985. Economic Losses Associated with the Degradation of an Ecosystem: The Case of Submerged Aquatic Vegetation in Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Economics and Management* 12: 246-263.

KAPP, K. 1983. Governmental Furtherance of Environmentally Sound Technologies as a Focus of Research and Environmental Policies. In: Kapp, K. *Social Costs, Economic Development and Environmental Disruption*. England: University Press of America.

KELMAN, S. 1981. *What Price Incentives?* Boston, MA: Auburn House Publishing Company.

KNEESE, A. 1984. *Measuring the Benefits of Clean Air and Water*. Washington: Resources for the Future, distributed by John Hopkins University Press, Baltimore and London.

KNEESE, A., R. AYRES and R. D'ARGE. 1970. *Economics and the Environment*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

KNEESE, A. and W. SCHULZE. 1977. Environment, Health, and Economics - The Case of Cancer. *American Economic Association Proceedings* 67(1): 326-32.

KNEESE, A. and B. BOWER. 1979. *Environmental Quality and Residuals Management. Report of a Research Program on Economic, Technological, and Institutional Aspects*. Washington: Resources for the Future, distributed by John Hopkins University Press, Baltimore and London.

KNETSCH, J. and H. FREEMAN. 1979. Environmental and Economic Assessments in Development Project Planning. *Journal of Environmental Management* 9: 237-246.

KNETSCH, J. 1984. Legal Rules and the Basis for Evaluating Economic Losses. *International Review of Law and Economics* 4: 5-13.

KNETSCH, J. and J. SINDEN. 1984. Willingness to Pay and Compensation Demanded: Experimental Evidence of an Unexpected Disparity in Measures of Value. *Quarterly Journal of Economics* 1984 (August): 507-521.

KNOWLES, R. 1986. *Examining Environment-Economy Linkages*. Canadian Environmental Advisory Council Report No. 16. Ottawa: Minister of Supply and Services Canada.

KOSMO, M. 1987. *Money to Burn? The High Costs of Energy Subsidies*. Washington: World Resources Institute.

KRUTILLA, J. 1967. Conservation Reconsidered. *American Economic Review* 57(4): 777-786.

KRUTILLA, J. and A. FISHER. 1975. *The Economics of Natural Environments. Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*. London and Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

LAITNER, S. 1987. Resource Constraints: The Need for Community Management in Economic Development Strategies. *Ecological Modelling* 38: 159-170.

LAKSHMANAN, T. and P. NIJKAMP, eds. 1983. *Systems and Models for Energy and Environmental Analysis*. England: Gower.

LAVE, L. and E. SESKIN. 1971. Health and Air Pollution. In: Bohm, B. and A. Kneese, eds. *The Economics of Environment*. London: MacMillan.

LEMESHEV, M. 1983. *Methodological Approaches to the Economic Assessment of Environmental Damage and Cost-Benefit Analysis as a Tool for Environmental Management*. United Nations Economic and Social Council; GE.83-42411.

LEONTIEF, W. 1970. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *Review of Economics and Statistics* August, 1970: 262-271.

LIEPERT, C. 1986. Social Costs of Economic Growth. *Journal of Economic Issues* 20(1): 109-131.

LONERGAN, S. and C. COCKLIN. 1985. The use of Input-Output Analysis in Environmental Planning. *Journal of Environmental Management* 20: 129-147.

MacLAREN, V. and J. WHITNEY, eds. 1985. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada*. Toronto: Methuen.

MALER, K.-G. 1971. A Method of Estimating Social Benefits from Water Pollution Control. *Swedish Journal of Economics* March, 1971: 121-133.

MALER, K.-G. 1985. Welfare Economics and the Environment. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 1. (Arrow, K. and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

MALER, K.-G. and R. WYZGA. 1976. *Economic Measurement of Environmental Damage*. Paris: OECD.

MALONEY, M. and R. McCORMICK. 1982. A Positive Theory of Environmental Quality Regulation. *Journal of Law and Economics* 25: 99-123.

MANNING, E. 1986. *Towards Sustainable Land Use: A Strategy*. Ottawa: Lands Directorate. Environment Canada; April, 1986; Working Paper No. 47. Presented at the Canada-China Bilateral Symposium on Territorial Development and Management, Beijing, China.

MARKANDYA, A. and D. PEARCE. 1987. *Natural Environments and the Social Rate of Discount*. Discussion Papers in Economics, University of London; 87(27).

MARKANDYA, A. and D. PEARCE. 1988. *Environmental Considerations and the Choice of Discount Rates in Developing Countries*. Environment Department Working Paper No. 3. Washington: The World Bank.

MARTINEZ-ALIER, J. 1990. Ecological Perception, Environmental Policy and Distributional Conflicts: Some Lessons from History. Paper presented at the first annual meeting of the International Society for Ecological Economics: The Ecological Economics of Sustainability; Washington, D.C.; 21-23 May, 1990.

MARTINEZ-ALIER, J. with K. SCHLUEPMANN. 1987. *Ecological Economics*. Oxford and New York: Basil Blackwell.

MAXWELL, J. and A. RANDALL. 1989. Ecological Modeling in a Pluralistic, Participatory Society. *Ecological Economics* 1(3): 233-249.

McALLISTER, D. 1980. *Evaluation in Environmental Planning*. Cambridge, MA: The MIT Press.

McINNIS, B. 1984a. Socio-Economic Simulation Models (SESM) and Data Bases of Technology/Resources. *Computer Physics Communications* 33: 257-265.

McINNIS, B. 1984b. *Executive Summary: The Socio-Economic-Resource Framework (SERF)*. Working Paper No. 84-03-01.

McINNIS, B. and K. HAMILTON. 1974. *Economic Environmental Modelling: Discussion Paper for a Proposed Residuals Tracking System*. Statistics Canada; Oct. 1974; Working Paper 74-10-25.

McMILLAN, M. 1975. Measuring Benefits Generated by Urban Water Parks: A Comment. *Land Economics* LI (November): 379-381.

MEADE, J. 1970. *The Theory of Indicative Planning*. Manchester, England: Manchester University Press.

MEADOWS, D., D. MEADOWS, J. RANDERS and W. BEHRENS III. 1972. *The Limits To Growth*. New York: A Potomac Associates Book/Signet Book, Published by the New American Library, Inc.

MISHAN, E. 1971a. Pangloss on Pollution. In: Bohm, P. and A. Kneese, eds. *The Economics of Environment*. London: MacMillan.

MISHAN, E. 1971b. The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay. *Journal of Economic Literature* 9: 1-28.

MISHAN, E. 1977. Economic Criteria for Intergenerational Comparisons. *Futures* 9: 383-414.

MOLL, R. (Structural Analysis Division, Statistics Canada). 1984. *Simulation and Modelling with Reference to Ecological and Socio-Economic Systems*. Ottawa: Statistics Canada; Working Paper # 84-04-09.

MUIR, T. (Canada Centre for Inland Waters). n.d. *New Perspectives on the Socio-Economic Aspects of LRTAP/Acid Rain*. Manuscript.

MUNRO, G. and A. SCOTT. 1985. The Economics of Fisheries Management. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 2: Chapter 14. (Arrow, K. and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

NAKASHIMA, D.J. 1990. *Inuit, Eiders and Oil in Hudson Bay: Application of Traditional Environmental Knowledge to Northern Impact Assessment*. Hull: Canadian Environmental Assessment Research Council.

NASH, C., D. PEARCE and J. STANLEY. 1975. An evaluation of cost-benefit analysis criteria. *Scottish Journal of Political Economy* June, 1975; XXII(2): 121-133.

NATIONAL TASK FORCE ON ENVIRONMENT AND ECONOMY. 1987. *Report*. September 24, 1987; Submitted to the Canadian Council of Resource and Environment Ministers.

NEMETZ, P. 1986. Federal Environmental Regulation in Canada. *Natural Resources Journal* 26: 551-608.

NEMETZ, P. and A. VIVING. 1981. The Biology-Policy Interface: Theories of Pathogenesis, Benefit Valuation and Public Policy Formation. *Policy Sciences* 13: 125-138.

NICHOLLS, W. and W. DIXON. 1983. *The Informal Economy: Where People are the Bottom Line*. Ottawa: Vanier Institute of the Family.

NIJKAMP, P. 1980. *Environmental Policy Analysis*. Chichester: John Wiley and Sons.

NIJKAMP, P. 1989. Multicriteria Analysis: a Decision Support System for Sustainable Environmental Management. In: Archibugi, F., and P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development*. Dordrecht: Kluwer.

NIJKAMP, P. and A. van DELFT. 1977. Multi-Criteria Analysis and Regional Decision-Making. In: Nijkamp, P., ed. *Studies in Applied Regional Science, Vol. 8*. Leiden: Martinus Nijhoff Social Sciences Division.

NIJKAMP, P. and J. SPRONK. 1981. *Multiple Criteria Analysis*. Aldershot, England: Gower.

NORGAARD, R. 1985. Environmental Economics: An Evolutionary Critique and a Plea for Pluralism. *Journal of Environmental Economics and Management* 12: 382-394.

NORGAARD, R. 1987. Economics as Mechanics and the Demise of Biological Diversity. *Ecological Modelling* 38: 107-122.

NORGAARD, R. 1988. Sustainable Development: a Co-evolutionary View. *Futures* 20(6): 606-620.

NORGAARD, R. 1990. Economic Indicators of Resource Scarcity: A Critical Essay. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1): 19-25.

OECD. 1978. *Macro-Economic Evaluation of Environmental Programmes*. Paris: OECD Press.

OECD. 1985a. *Environment and Economics*. Paris: OECD Press.

OECD. 1985b. *Environmental Policy and Technical Change*. Paris: OECD Press.

OECD. 1985c. *The Macro-Economic Impact of Environmental Expenditure*. Paris: OECD Press.

OECD. 1985d. *OECD Science and Technology Indicators: Resources Devoted to R&D*. Paris: OECD Press.

OSBERG, L. 1985. The Idea of Economic Well Being. Halifax, NS: Department of Economics, Dalhousie University; June 1985; Paper presented at 19th General Conference of the International Association for Research in Income and Wealth, Noordwijkerhout, Netherlands, 25-31 August, 1985.

OSTRO, B. 1980. Air Pollution, Public Health, and Inflation. *Environmental Health Perspectives* 34: 185-9.

OSTROM, E. (Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University). 1987. *Micro-Constitutional Change in a Multi-Constitutional Political System*. Presented at: Advances in Comparative Institutional Analysis; October 19-23, 1987; Inter-University Center for Postgraduate Studies, Dubrovnik, Yugoslavia.

PAGE, T. 1977. *Conservation and Economic Efficiency: An Approach to Materials Policy*. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press.

PASHIGIAN, B. 1985. Environmental Regulation: Whose Self-Interests Are Being Protected? *Economic Inquiry* 23: 551-84.

PASSET, R. 1979. *L'économique et le vivant*. Paris: Payot.

PEARCE, D. 1976a. The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy. *Kyklos* 29(1): 97-112.

PEARCE, D. 1976b. *Environmental Economics*. London: Longman.

PEARCE, D. 1977. Accounting for the Future. *Futures* 9(5): 360-365.

PEARCE, D. 1978. *The Valuation of Social Cost*. London: George Allen and Unwin.

PEARCE, D. 1983(second edition). *Cost-Benefit Analysis*. New York: St. Martin's Press.

PEARCE, D. 1987a. Economic Values and the Natural Environment. Presented at the Cambridge University Department of Land Economy as: The Denman Lecture. Cambridge: Granta Editions; The Ninth Denman Lecture.

PEARCE, D. 1987b. Foundations of an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38: 9-18.

PEARCE, D. 1988a. The Sustainable Use of Natural Resources In Developing Countries. In: Turner, R., ed. *Sustainable Environmental Management: Principles and Practice*. London: Belhaven and Boulder: Westview.

PEARCE, D. 1988b. Economics, Equity and Sustainable Development. *Futures* 20(6): 598-605.

PEARCE, D. and A. MARKANDYA. 1989a. Marginal Opportunity Cost as a Planning Concept in Natural Resource Management. In: Schramm, G. and J. Warford, eds. *Environmental Management and Economic Development*. Washington: The World Bank.

PEARCE, D. and A. MARKANDYA. 1989b. *The Benefits of Environmental Policy: An Appraisal of the Economic Value of Environmental Improvements and the Economic Cost of Environmental Damage*. Paris: OECD Press.

PEARCE, D., A. MARKANDYA and E. BARBIER. 1989. *Blueprint for a Green Economy*. London: Earthscan.

PEARCE, D., E. BARBIER and A. MARKANDYA. 1990. *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World*. Aldershot: Edward Elgar.

PEARCE, D. and R. TURNER. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. New York: Harvester Wheatsheaf.

PEARSE, P. and C. WALTERS. 1987. Perspectives on the Application of Economic-Ecological Models. In: Braat, L. and W. Lierop, eds. *Economic-Ecological Modeling*. Amsterdam: Elsevier.

PELTIER, S. 1984. *Cost-Benefit Analysis in Environmental Impact Assessment*. [M.E.S. Thesis]. Halifax, NS: Dalhousie University; unpublished.

PERRINGS, C. 1986. *Economy and Environment: A Theoretical Essay on the Interdependence of Economic and Environmental Systems*. Cambridge: Cambridge University Press.

PESKIN, H., P. PORTNEY, and A. KNEESE, eds. 1981. *Environmental Regulation and the U.S. Economy*. Baltimore: John Hopkins University Press for Resources for the Future.

PEZZEY, J. 1989. *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*. Environment Department Working Paper No. 15. Washington: The World Bank.

PIGOU, A. 1960. *Economics of Welfare*. London: MacMillan.

PINFOLD, T. 1987. *An Evaluation of the Utility of Large-Scale Economic Models for Socio-Economic Impact Assessment*. Environmental Studies Revolving Fund Report #067. Ottawa: Government of Canada.

POLINSKY, A. 1978. Controlling Externalities and Protecting Entitlements: Property Right, Liability Rule, and Tax-Subsidy Approaches. *Journal of Legal Studies* 7: 1-48.

POLLARD, D., and M. McKECHNIE (Conservation and Protection, Environment Canada). 1986. *World Conservation Strategy - Canada: A Report on Achievements in Conservation*. Ottawa: Ministry of Supply and Services.

REGIER, H. 1985. Concepts and Methods of AEAM and Holling's Science of Surprise. In: MacLaren, V. and J. Whitney, eds. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada*. Toronto: Methuen.

REGIER, H. and G. BASKERVILLE. 1986. Sustainable Redevelopment of Regional Ecosystems Degraded by Exploitive Development. In: Clark. W., and R. Munn, eds. *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge: Cambridge University Press.

REPETTO, R., ed. 1985. *The Global Possible*. New Haven and London: Yale University Press.

REPETTO, R. 1988a. *The Forest for the Trees? Government Policies and the Misuse of Forest Resources*. Washington: World Resources Institute.

REPETTO, R. 1988b. *Economic Policy Reform for Natural Resource Conservation*. Environment Department Working Paper No. 4. Washington: The World Bank.

ROBERTS, H. and H. SIEVERING (Project Co-directors, Environmental Management Division, Illinois Institute of Natural Resources). 1977. *A Guide to Environmental Benefits Assessment in Economic Impact Studies*. Document No. 77/32. Chicago: Illinois Institute for Environmental Quality.

ROBINSON, J. and C. HOOKER. 1985. *The Necessity of Choice: An Analysis of Energy Policy and Energy Forecasting in Canada*. Prepared for: Structural Analysis Division, Statistics Canada.

ROBSON, A. 1980. Costly Innovation and Natural Resources. *International Economic Review* 21(1): 17-30.

ROSE, A. 1983. Modeling the Macroeconomic Impact of Air Pollution Abatement. *Journal of Regional Science* 23(4): 441-59.

RUSKIN, F., ed. 1986. *Proceedings of the Conference on Common Property Resource Management.* Washington: National Academy Press.

RUSSELL, C. 1971. Models for Investigation of Industrial Repsonse to Residual Management Action. In: Bohm, P., and A. Kneese, eds. *The Economics of Environment.* London: MacMillan.

RUSSELL, C., W. HARRINGTON, and W. VAUGHAN. 1986. *Enforcing Pollution Control Laws.* Washington: Resources for the Future.

SAGOFF, M. 1981. Economic Theory and Environmental Law. *Michigan Law Review* 79: 1393-1419.

SAGOFF, M. 1988. *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and the Environment.* Cambridge: Cambridge University Press.

SCHRAMM, G. and J. WARFORD, eds. 1989. *Evnironmental Management and Economic Development.* Baltimore: John Hopkins University Press for the World Bank.

SCHRECKER, T. 1983. *The Conserver Society Revisited.* Ottawa: Science Council of Canada.

SCHRECKER, T. 1984. *Political Economy of Environmental Hazards.* Ottawa: Law Reform Commission of Canada; Study paper. (Protection of Life Series).

SCHULTZ, W., D. BROOKSHIRE and T. SANDLER. 1981. The Social Rate of Discount for Nuclear Waste Storage: Economics or Ethics? *Natural Resources Journal* 2: 811-832.

SCIENCE COUNCIL OF CANADA. 1977. *Canada as a Conserver Society: Resource Uncertainties and the Need for New Technologies.* Ottawa: Supply and Services Canada; Science Council of Canada, Report No. 27.

SCOTT, A. 1973. *Natural Resources: The Economics of Conservation.* Toronto: McClelland and Stewart.

SCOTT, A. 1983. Property Rights and Property Wrongs. *Canadian Journal of Economics* 16(4): 555-73.

SCOTT, A., ed. 1985. *Progress in Natural Resource Economics. Essays in Resource Analysis by Members of the Programme in Natural Resource Economics (PNRE) at the University of British Columbia.* Oxford: Clarendon Press.

SIMON, H. 1982. *Models of Bounded Rationality.* Cambridge, MA: MIT Press.

SIMONIS, U. 1989. Ecological Modernization of Industrial Society - Three Strategic Elements. In: Archibugi, F. and P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development.* Dordrecht: Kluwer.

SITTIG, M. 1975. *Resource Recovery and Recycling Handbook of Industrial Wastes.* Park Ridge, NJ: Noyes.

SMITH, V., ed. 1979. *Scarcity and Growth Reconsidered.* Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.

SMITH, V. and J. KRUTILLA. 1979. Resource and Environmental Constraints to Growth. *American Journal of Agricultural Economics* 61: 395-408.

SMITH, V. and J. KRUTILLA. 1984. Economic Growth, Resource Availability, and Environmental Quality. *American Economic Review* 74(2): 226-230.

SONNEN, C. 1989. *The Environment-Economy Linkage: An Exploration of Issues and Impacts.* April 11, 1989. Ottawa: Informetrica Limited.

SOUTHGATE, D. and D. PEARCE. 1987. *Natural Resource Degradation in Developing Countries: A Causal Analysis of Agricultural Colonization.* University College London, Discussion Papers in Economics; 87-26.

SPROULE-JONES, M. and P. RICHARDS. 1984. Toward a Theory of the Regulated Environment. *Canadian Public Policy* 10(3): 305-315.

STEWART, R. and J. KRIER. 1978. *Environmental Law and Policy - Readings, Materials and Notes.* Indianapolis: Bobbs-Merrill.

STIGLER, G. 1971. The Theory of Economic Regulation. *Bell Journal of Economics and Management* 2: 3-21.

STOKOE, P., P. LANE, R. CÔTÉ and J. WRIGHT. 1988. *Evaluation of Holistic Marine Ecosystem Modelling as a Potential Tool in Environmental Impact Assessment*. Halifax: Dalhousie University School for Resource and Environmental Studies.

STOLLERY, K. 1987. Co-Operatives as an Alternative to Regulation in Commercial Fisheries. *Marine Resource Economics* 4(4): 289-304.

SWARTZMAN, D., R. LIROFF and K. CROKE, eds. 1982. *Cost-Benefit Analysis and Environmental Regulations*. Washington: The Conservation Foundation.

TORGERSON, D. 1980. *Industrialization and Assessment: Social Impact Assessment as a Social Phenomenon*. Toronto: York University Publications in Northern Studies.

UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE ET DE SES RESSOURCES. 1980. *Stratégie mondiale de la conservation*. Gland, Suisse: Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses Ressources.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Office of Policy Analysis, Office of Policy, Planning and Evaluation, Economic Studies Branch. 1987. *EPA's Use of Cost-Benefit Analysis: 1981-1986*. Washington: U.S. EPA; EPA-230-05-87-028.

U.S. NATIONAL SCIENCE FOUNDATION, Directorate for Scientific, Technological, and International Affairs, Division of Policy Research and Analysis. 1983. *Workshop on Effects of Environmental Regulation on Industrial Compliance Costs and Technological Innovation: Summary and Papers*. PRA Report 83-10. Washington: National Science Foundation; April, 1983.

van der PLOEG, S., L. BRAAT and W. LIEROP. 1987. Integration of Resource Economics and Ecology. *Ecological Modelling* 38: 171-190.

VICTOR, P. 1972. *Pollution: Economy and Environment*. Toronto: University of Toronto Press.

VOGEL, D. 1986. *National Styles of Regulation: Environmental Policy in Great Britain and the United States*. Ithaca and London: Cornell University Press. (Katzenstein, P., series editor. Cornell Studies in Political Economy).

WALSH, R., J. LOOMIS and R. GILLMAN. 1984. Valuing Option, Existence, and Bequest Demands for Wilderness. *Land Economics* 60(1): 14-29.

WARFORD, J. 1986. *Natural Resource Management and Economic Development*. Washington: World Bank; May 22, 1986.

WEINSTEIN, M. 1979. Decision Making for Toxic Substances Control: Cost-Effective Information Development for the Control of Environmental Carcinogens. *Public Policy* 27(3): 333-83.

WHITNEY, J. 1985. Integrated Economic-Environmental Models in Environmental Impact Assessment. In: MacLaren, V. and J. Whitney, eds. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada*. Toronto: Methuen.

WHITNEY, J. and V. MACLAREN, eds. 1985. *Environmental Impact Assessment: The Canadian Experience*. Toronto: Institute for Environmental Studies, University of Toronto; Feb. 1985; Pub. No. EM-5.

WILEN, J. 1985. Bioeconomics of Renewable Resource Use. In: Kneese, A. and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 2. (Arrow, K. and M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

WILSON, K., ed. 1977. *Prospects for Growth: Changing Expectations for the Future*. New York: Praeger Publishers. (Praeger Special Studies in U.S. Economic, Social, and Political Issues).

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (WCED). 1987. *Our Common Future*. Oxford and New York: Oxford University Press.

CEARC SECRETARIAT MEMBERS

Patrice LeBlanc
Executive secretary
Telephone: (819) 997-2253

Ron Manitowabi
Researcher
Telephone: (819) 953-5244

Hélène Laberge-Jarvis
Receptionist/Typist
Telephone: (819) 953-2530

Robert Roy
Senior Researcher
Telephone: (819) 953-8591

Chantal Sirois
Administrative Assistant
Telephone: (819) 953-2395

POSTAL ADDRESS:

13th Floor, Fontaine Building
200 Sacré-Coeur Boulevard
HULL, Québec
K1A 0H3

FACSIMILE NUMBER:

(819) 953-2534

ADVISERS TO THE SECRETARIAT

Robert Boulden
Chief, Environmental
Assessment Division
Conservation and Protection
Environment Canada
15th Floor, P.V.M.
350 St. Joseph Boulevard
HULL, Québec
K1A 0H3
Tel: (819) 953-1690
Fax: (819) 953-4093

Barry Salder
Director
Institute of the North-
American West
1631 Barksdale Dr.
VICTORIA, B.C.
V8N 5A8
Tel: (604) 477-8752
Fax: (604) 477-8752

Robert H. Weir
Director, Environment Sector
Professional Services Branch
Canadian International Development
Agency
200 Promenade du Portage
HULL, Québec
K1A 0G4
Tel: (819) 997-6731
Fax: (819) 997-4762

COUNCIL MEMBERS

Gordon Beanlands (Chairman)
School for Resource &
Environmental Studies
1312 Robie Street
HALIFAX, Nova Scotia
B3H 3E2
Tel: (902) 494-3632
Fax: (902) 494-3728

Tom Beck
422 33rd Avenue N.W.
CALGARY, Alberta
T2C 0B4
Tel: (403) 277-1363
Fax: (403) 276-6032

Nancy Doubleday
141 Aylmer Avenue
OTTAWA, Ontario
K1S 2Y1
Tel: (613) 233-9596

W. Ray Effer
Ontario Hydro
700 University Ave., H10G1
TORONTO, Ontario
M5G 1X6
Tel: (416) 592-5202
Fax: (416) 978-0156

Michel Garlépy
Université de Montréal
5620, avenue Darlington
MONTRÉAL, Québec
H3C 3J7
Tel: (514) 343-6386
Fax: (514) 343-2183

Susan Holtz
Stanbrae Road
Ferguson's Cove
Box 49, Site 15
RR5, ARMDALE, Nova Scotia
B3L 4J5
Tel: (902) 477-3690
Fax: (902) 477-5464

Esther Jacko
General Delivery
BIRCH ISLAND, Ontario
P0P 1A0
Tel: (705) 285-4335
Fax: (705) 285-4532

David Kiell
Newfoundland & Labrador Hydro
P.O. Box 12400
ST. JOHN'S, Newfoundland
A1A 2X8
Tel: (709) 737-1494
Fax: (709) 737-1790

Henry Lickers
Mohawk Council of Akwesasne
P.O. Box 579
CORNWALL, Ontario
K6H 5T3
Tel: (613) 575-2377
Fax: (613) 575-2181

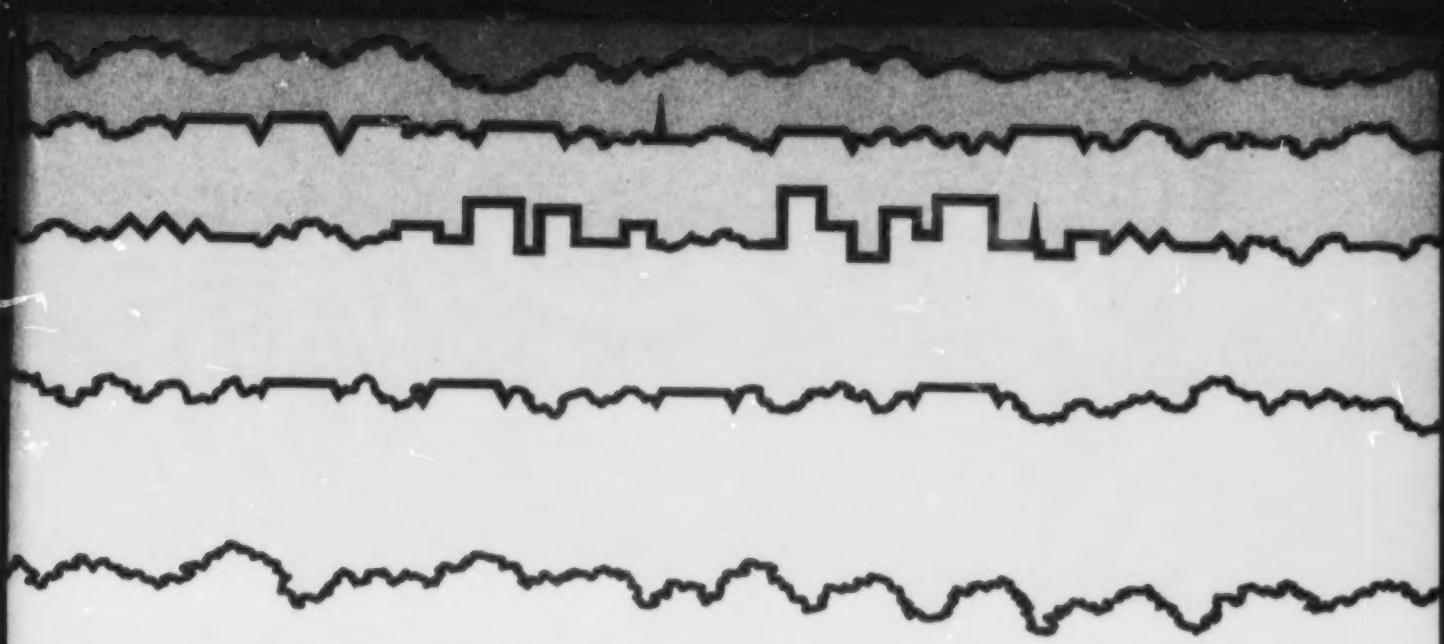
Luc Ouimet
Ville de Montréal
460, rue Saint-Gabriel
4^{e} étage
MONTRÉAL, Québec
H2Y 2Z9
Tel: (514) 872-7807
Fax: (514) 872-7849

Louise Roy
3855, avenue Northcliffe
MONTRÉAL, Québec
H4A 3K9
Tel: (514) 481-2576
Fax: (514) 481-2576

Robert Walker
Saskatchewan Power Corporation
8th Floor, West Wing
2025 Victoria Avenue
REGINA, Saskatchewan
S4P 0S1
Tel: (306) 566-2877
Fax: (306) 566-3428

CCREE Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale

CEARC Canadian Environmental Assessment Research Council



INTÉGRATION DE LA SCIENCE ÉCONOMIQUE ET DE L'ÉIE : Conception institutionnelle et outils d'analyse

Peter K. Stokoe

INTÉGRATION DE LA SCIENCE ÉCONOMIQUE ET DE L'ÉIE :

Conception institutionnelle et outils d'analyse

Peter K. Stokoe

Document de référence préparé pour le
Conseil canadien de la recherche sur
l'évaluation environnementale
Septembre 1991

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
Nº de cat. En105-43/1991
ISBN 0-662-59998-5

AVANT-PROPOS

Le Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale (CCREE) a été établi en janvier 1984 par le ministre fédéral de l'Environnement en vue de conseiller le gouvernement, l'industrie et les universités au sujet des moyens d'améliorer les fondements de l'évaluation environnementale (ÉE) dans ses aspects scientifiques et techniques et les aspects relatifs à l'ÉE au Canada. Le CCREE a commandé des travaux de recherche touchant de nombreux aspects de l'ÉE, notamment l'évaluation des effets cumulatifs, celle des impacts sociaux, la santé, le développement durable, la situation économique, la surveillance, les négociations et l'atténuation des impacts.

Le Conseil produit un éventail de documents imprimés, qui vont des rapports officiels (rapports du CCREE, documents de référence et rapport manuscrits) à ceux qui sont associées aux activités courantes du Conseil (procès-verbaux des assemblées et des réunions, dépliants et bulletins).

Les documents de référence parrainés par le CCREE ont pour but de fournir de l'information pertinente et de stimuler la discussion à propos de sujets d'intérêt pour la communauté de l'ÉE. Les documents de référence sont soumis avant leur publication; cependant, les opinions exprimées sont celles de leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement le point de vue du Conseil ou de son Secrétariat.

Pour de plus amples renseignements sur les activités et les publications du Conseil, veuillez communiquer avec :

Le Secrétariat
CCREE
Édifice Fontaine
200, boul. Sacré-Coeur, 13^{e} étage
Hull (Québec)
K1A 0H3

Téléphone : (819) 997-1000
Facsimile: (819) 953-2534

REMERCIEMENTS

L'auteur tient à remercier les personnes suivantes pour leurs suggestions, leur encouragement et la production des ébauches du présent document : John Dixon, David Pearce, Peter Timmerman, trois réviseurs anonymes du CCREE ainsi que John Milton, rédacteur.

Toute erreur ou omission est l'entière responsabilité de l'auteur.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS iii
REMERCIEMENTS v

1. INTRODUCTION 1

2. ÉLÉMENTS D'ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT 3
Trois économies : l'origine des retombées 3
Croissance, développement et «développement durable» 6
Autres causes possibles de détérioration de l'environnement 9

3. INSTITUTIONS VISANT À ASSURER LA DURABILITÉ AU POINT DE VUE ENVIRONNEMENTAL 13
Renforcement des remèdes privés 13
Charte des droits de l'environnement 13
Tables rondes 14
Torts irréversibles et normes de sécurité minimales 14
Stratégies de conservation et de restauration 15
Planification intégrée des ressources 15
Évaluation des impacts environnementaux 16
Évaluation de la technologie 16
Stratégies en recherche et développement 17
Cadre pour une économie durable au point de vue environnemental 17

4. OUTILS DE PRÉVISION 19
Études d'interdépendance 19
Modèles économico-écologiques 20
Modèles d'intrants-extrants et d'équilibre des matériaux 20
Modèles économétriques et modèles de simulation socio-économiques 21

5. OUTILS D'ÉVALUATION 23
Estimation des avantages et des dommages 23
Analyse coûts-avantages 23
ACA et rationalité sociale 26
Perspectives de l'analyse coûts-avantages 29

6.CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 31

REFERENCES 33

1. INTRODUCTION

Dans ce document de référence, nous donnons une interprétation économique, avec les conclusions qui en découlent, du rôle que l'évaluation environnementale, comme instrument de politique parmi tant d'autres, remplit dans l'établissement d'une économie durable au point de vue environnemental. C'est une interprétation économique parce que nous considérons l'évaluation environnementale et les autres instruments nouveaux comme des façons d'incorporer les valeurs environnementales au processus de prise de décisions économiques. Les processus d'évaluation environnementale sont parfois élargis pour tenir compte de valeurs sociales et culturelles vastes au moyen de ce qu'on appelle parfois l'évaluation des impacts sociaux. Nous nous concentrerons dans le présent ouvrage sur les valeurs environnementales. Compte tenu de l'orientation de ce document, on pourra mieux comprendre comment la science économique et l'évaluation environnementale, en particulier l'évaluation des impacts environnementaux (ÉIE), peuvent être intégrées en un cadre d'ensemble pouvant servir à évaluer des projets, des programmes et des politiques.

Il est révélateur du rythme du changement à l'ère moderne que «l'environnement» n'est devenu une préoccupation générale que depuis vingt cinq ans et pourtant, il constitue aujourd'hui sans aucun doute la question la plus importante à l'échelle planétaire. Néanmoins, la compréhension implicite dans la théorie économique de ce que nous appelons maintenant «l'environnement» a beaucoup évolué au cours des deux derniers siècles, et son évolution s'est particulièrement accrue avec une rapidité croissante au cours des trente dernières années.

Longtemps après ses débuts au dix-huitième siècle, le courant dominant de la science économique moderne (théorie classique et néoclassique) considérait le monde matériel essentiellement comme une source de matières à extraire pour le processus de production. Ce n'est qu'avec l'avènement des premiers grands mouvements de conservation, au tournant du vingtième siècle, que la science économique a commencé à reconnaître que le monde matériel pouvait être aussi une source de services d'agrément. C'est ainsi qu'on en est venu à considérer qu'il fallait faire des choix économiques lorsqu'il y avait incompatibilité entre les utilisations du monde matériel comme source de matières à extraire et comme source de services d'agrément. Par la suite, on a reconnu qu'il pourrait y avoir d'autres incompatibilités entre ces utilisations et celles du monde matériel pour l'entreposage des déchets de la production et de la consommation, étant donné que la «capacité d'assimilation» de l'environnement physique était limitée (Fisher et Peterson 1976) ou, de façon plus générale, compte tenu des trois utilisations, que la «capacité de charge» était limitée.

Même au début de la prise de conscience environnementale moderne, l'économie était considérée comme autonome par rapport à l'environnement, en ce sens que le dépassement de toute contrainte environnementale était réversible par l'action humaine ou par les processus naturels et, par conséquent, ne représentait en principe qu'un inconvénient temporaire. Ce n'est que récemment que l'on a vraiment reconnu que le développement économique peut causer des dommages environnementaux cumulatifs et irréversibles comme l'accumulation de contaminants chimiques et radioactifs persistants, les changements climatiques et l'extinction de certaines espèces. En même temps, on est de plus en plus conscient de l'environnement comme système dynamique, un écosystème, avec lequel le système économique interagit, même comme sous-système. Aujourd'hui on reconnaît que les deux systèmes sont interdépendants et évoluent ensemble, et qu'ils partagent une destinée commune (Boulding 1981; Norgaard 1985, 1987; Commission mondiale sur l'environnement et le développement 1987). Cette interaction est devenue particulièrement évidente dans les écosystèmes complexes et fragiles des régions tropicales et subtropicales.

La théorie économique commence tout juste à rejoindre cette nouvelle prise de conscience. En même temps, la théorie économique permet déjà une certaine compréhension du fonctionnement et des dysfonctions d'une économie, lesquelles peuvent entraîner la détérioration de l'environnement et des ressources. La théorie a aussi permis la mise au point d'outils d'analyse qui peuvent aider à tenir compte, dans l'élaboration des politiques et la planification, des conséquences globales à court terme et à les pondérer. Tant la théorie sous-jacente que les outils d'analyse doivent être révisés et complétés conformément à la nouvelle compréhension de l'interdépendance entre l'économie et l'écosystème. Cela, n'a toutefois pas encore été réalisé de façon systématique.

Entre temps, de nouvelles institutions sont établies pour faire face aux conséquences environnementales de l'activité économique. Ces nouvelles institutions, y compris l'ÉIE, sont apparues comme des réactions plus ou moins spontanées aux préoccupations concernant les

coûts environnementaux dont on ne tenait pas suffisamment compte dans la planification. Dans la mesure où ces coûts environnementaux devraient avoir le même poids que les autres coûts dans le processus de prise de décisions économiques, ces nouvelles institutions ont déjà une certaine raison d'être et elles sont justifiées sur le plan économique.

Cependant, si l'on prend ces coûts environnementaux pour acquis, on pourrait se borner à considérer seulement les symptômes, et non pas les causes, des torts à l'environnement. Pour notre part, nous soutenons dans le présent document qu'en tenant compte des **causes** des torts à l'environnement que reconnaît la théorie économique, nous pouvons structurer de nouvelles institutions de façon à ce qu'elles soient plus **efficaces** dans leur action sur ces causes. Une des façons dont la théorie économique peut contribuer à rendre ces institutions plus efficaces est de reconnaître et d'encourager explicitement leur complémentarité croissante. Ainsi, la science économique réalise sa vocation initiale, qui est de guider l'évolution des institutions et des politiques, de manière qu'elles répondent toujours mieux aux besoins et aux objectifs des êtres humains (bien que pour y arriver, la science économique pourrait devoir reconnaître des besoins et des objectifs qui n'étaient pas reconnus antérieurement).

Dans un cadre institutionnel aussi favorable à la durabilité sur le plan environnemental, nous pouvons élaborer des outils d'analyse permettant d'estimer les conséquences et d'évaluer les différentes options possibles par rapport aux valeurs reconnues. Il est essentiel de comprendre dans son ensemble le cadre institutionnel de la pérennité environnementale, parce que la pertinence d'un outil dépend d'où et comment on l'utilise dans ce cadre.

Conséquemment, le corps du présent document de référence commence par un bref examen non technique de la théorie économique actuelle et son rapport avec l'environnement. Les institutions qui apparaissent et qui évoluent pour réagir aux causes économiques des torts à l'environnement seront passés en revue afin de démontrer leurs rapports mutuels au sein d'un cadre institutionnel favorable à la pérennité environnementale, et particulièrement leurs rapports avec l'ÉIE. Nous nous attarderons ensuite aux outils analytiques, notamment aux outils de prévision et d'évaluation, aux outils de prévision qui pourraient être utilisés à bon escient dans un cadre institutionnel visant la pérennité environnementale, puis à quelques adaptations possibles d'un certain nombre d'outils d'évaluation, en particulier l'analyse coûts-avantages, qui pourraient servir dans ce cadre. Enfin, nous présentons certaines conclusions et recommandations relatives à la structuration des institutions et aux outils d'analyse pour l'ÉIE. Les références citées tout le long du texte constituent une vue générale des ouvrages parus récemment en économie de l'environnement.

Ce document de référence s'adresse aux praticiens de l'ÉIE, aux économistes qui s'intéressent à l'environnement et aux décideurs qui contribuent à l'évolution des institutions chargées de reconnaître les valeurs environnementales. Nous supposons que le lecteur connaît déjà la terminologie de base de l'évaluation et de la gestion environnementales et du développement durable. Pour chacun de ces groupes, certaines parties du document pourront sembler banales. Le document vise toutefois à proposer à tous des directions dans lesquelles il conviendrait d'orienter les recherches pour concilier de façon productive la pratique et l'évolution de l'ÉIE ainsi que d'autres institutions et les points de vue et les méthodes d'analyse de la science économique. Une telle conciliation n'est ni immanente, ni assurée. Les directions indiquées ici sont tout au plus celles qui nous semblent les plus prometteuses. Il se peut qu'il faille un certain degré de confiance mutuelle au début avant de commencer à discerner la forme que pourrait prendre cette conciliation. Ce document peut être considéré comme une invitation lancée dans cet esprit à prendre part à cet effort d'exploration. Comme document de référence et comme document de travail, le présent ouvrage vise plus à susciter la discussion qu'à trancher de façon définitive.

2. ÉLÉMENTS D'ÉCONOMIE DE L'ENVIRONNEMENT

Afin de mieux concilier les considérations environnementales et économiques dans un cadre plus large d'élaboration de politiques et de planification, nous allons commencer par comprendre ce que représente actuellement l'environnement dans la science économique. Il est toutefois difficile de transmettre cette compréhension, car la théorie économique est elle-même ambiguë au sujet de ce qui constitue «l'économie».

Trois économies : l'origine des retombées

Dans son sens le plus étroit de la théorie économique, «l'économie» est le processus linéaire de production de biens et de services par des entreprises, la distribution des biens, habituellement par l'entremise des marchés, et la consommation des biens et services. Les entreprises rémunèrent les consommateurs pour le travail et les autres intrants qu'ils fournissent à la production et à la distribution dont les moyens leur appartiennent, tandis que les consommateurs achètent aux entreprises les produits et les services que celles-ci leurs offrent. Il y a donc un cycle des biens, des services, du travail et d'autres intrants dans un sens, et un cycle de l'argent dans l'autre sens. «L'économie» dans ce sens étroit sera appelée «économie 1», ou **économie de marché** (figure 1). Le noyau du courant dominant de la théorie économique, l'économie néoclassique, est une théorie du fonctionnement de l'économie 1. En principe, cette théorie peut être rigoureusement quantitative, parce que tout le processus a pour intermédiaire l'argent, qui permet une mesure homogène.

Si on adopte une optique plus large, on peut reconnaître que la «production» de biens et services a lieu également à l'intérieur des ménages pour consommation interne, sans passer par l'intermédiaire d'un marché. De fait, c'est cette production intérieure des ménages qui constituait à l'origine la préoccupation exclusive de l'«économique» (comme l'indique l'étymologie du terme provenant du grec *oikonomia*, qui signifie la gestion d'un ménage, ce qui constituait l'objet des préoccupations d'Aristote, par exemple). Il est clair que les biens et services produits à l'intérieur des ménages sont tout aussi importants pour le bien-être économique que les biens et services achetés à l'extérieur. De fait, de nombreux produits achetés à l'extérieur ne sont que des produits intermédiaires utilisés dans les ménages pour produire des biens et services pour consommation finale (Burns 1977). Les ménages tirent parfois leurs ressources directement de l'environnement pour leur subsistance, surtout dans les économies moins industrialisées. Outre le ménage, il y a aussi au sein de la collectivité beaucoup d'organisations bénévoles, sans but lucratif et coopératives et beaucoup d'économies informelles ou des économies de troc qui produisent des biens et services contribuant directement au bien-être (Nicholls et Dyson 1983).

Les entreprises ne font pas que rémunérer leurs employés; elles leurs offrent aussi un milieu social qui procure divers degrés de sûreté, de confort, de stress, de statut, de sécurité, de satisfaction au travail, de sentiment d'accomplissement et d'autres «services». Dans ce sens, on peut dire des entreprises qu'elles tirent aussi des *avantages* du milieu qu'elles créent pour leurs employés, de même que pour leurs clients pour ce qui est du secteur du tourisme et des loisirs, par exemple.

Les pouvoirs publics remplissent aussi diverses fonctions dans l'économie. Ils assurent une structure institutionnelle de droits et de responsabilités, ce qui facilite le fonctionnement de l'économie de marché. Ils offrent des services aux entreprises et aux ménages, directement ou indirectement, par l'entremise de l'infrastructure qu'ils fournissent. Ils accordent des subventions aux entreprises et des paiements de transfert aux ménages. Enfin, ils perçoivent des impôts et des taxes, principalement sur le revenu et les dépenses, pour financer ces diverses activités.

Il y a beaucoup de biens et services qui, en raison de leur nature, ne sont pas fournis seulement par les pouvoirs publics, les entreprises, les organisations communautaires ou les ménages, mais qui peuvent être fournis par plusieurs de ces types d'organisations à la fois. On peut même considérer qu'il y a, dans la fourniture de ces biens et services, une certaine concurrence au plan des prix entre ces organisations au profit des consommateurs et des électeurs (Breton 1989).

Quand nous considérons la taille et le champ d'activités des entreprises, des pouvoirs publics, des organisations communautaires et des ménages en rapport avec le bien-être, nous prenons un point de vue plus large de l'économie, que nous appellerons «économie 2», ou **économie politique**.

Les économistes reconnaissent aussi que les organisations et les gens peuvent contribuer ou nuire aux possibilités de production et aux conditions de bien-être des autres, non seulement par les biens et services qu'ils

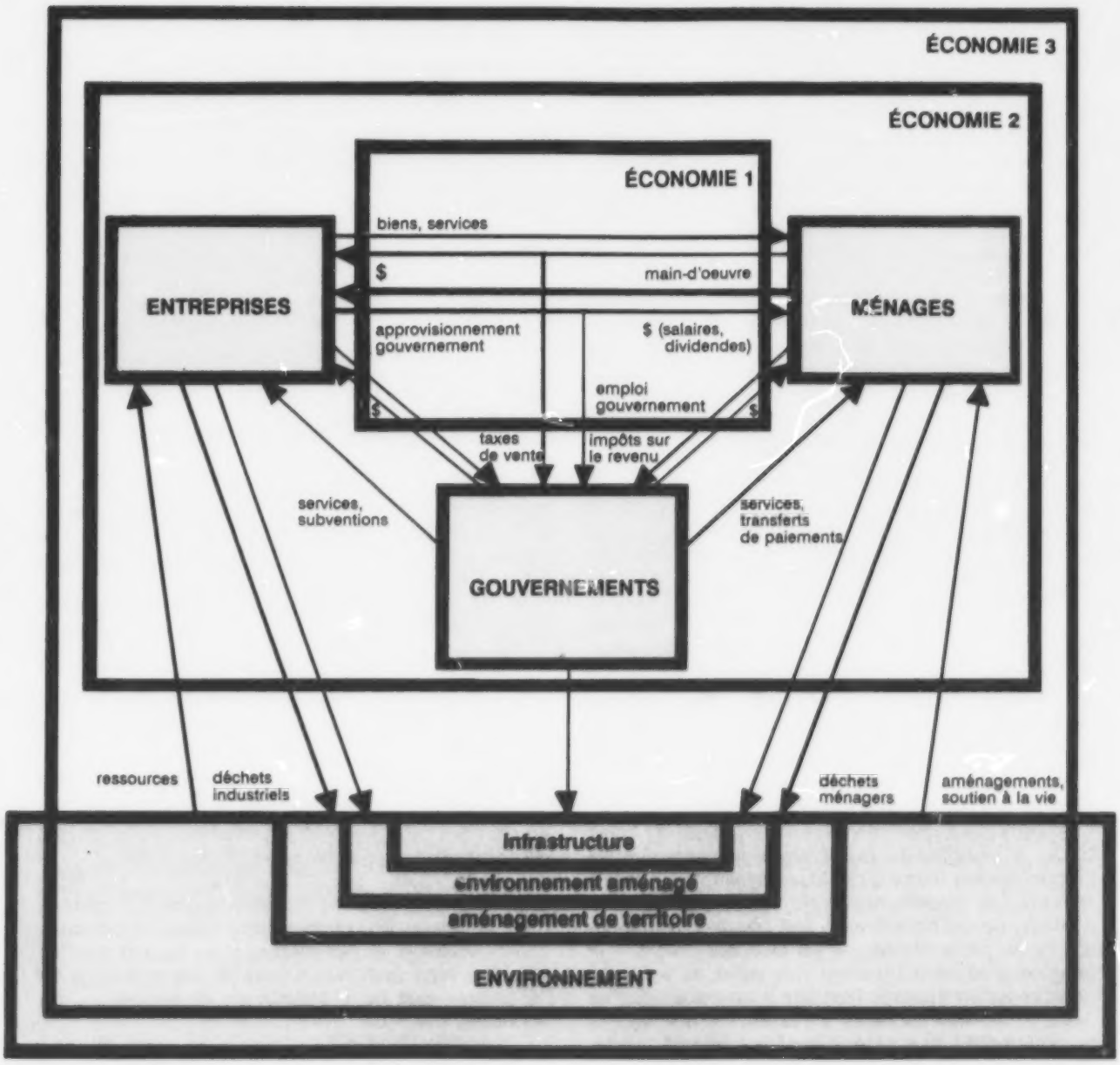


Figure 1. Les trois économies

produisent intentionnellement, mais aussi par les effets accessoires de leurs activités de production et de consommation. S'il n'y a aucun mécanisme de détermination des prix pour modérer leur production de ces effets en tenant compte des coûts ou des avantages pour les autres (comme c'est le cas de la production de biens et services dans le marché), ils peuvent en produire trop (ou trop peu) en termes de coûts et avantages globaux pour tous. En particulier, de tels effets peuvent comprendre les «fonctions environnementales» (de Groot 1986) qui contribuent directement à la vie et aux moyens d'existence des humains. De tels effets accessoires peuvent en général donner lieu à des avantages ou à des coûts pour les autres producteurs et consommateurs; par conséquent, elles sont appelées respectivement «retombées» positives ou négatives (Mishan 1971b).

Un genre de retombées représentatives touchent le milieu naturel. Le cas typique est la pollution, lorsqu'une usine déverse des déchets dans l'eau ou dans l'air, ce qui nuit aux avantages que tirent les autres de cette eau ou de cet air. Cependant, les industries peuvent aussi engendrer des retombées environnementales positives, par exemple en entretenant une forêt en croissance qui peut aussi servir d'habitat pour la faune et de lieu de loisir (Bowes et Krutilla 1985). Les entreprises, les pouvoirs publics et les ménages peuvent aussi, par les modifications du milieu qu'entraînent les infrastructures, les édifices et l'utilisation des terres en général, engendrer des retombées.

En pratique, une retombée peut aussi bien être socio-économique qu'environnementale, comme dans le cas d'une industrie dans une ville à industrie unique qui ferme ses portes sans tenir compte des coûts inattendus que cela inflige aux habitants de la ville. Que les effets soient strictement environnementaux ou plus généralement socio-économiques, on peut voir que cette notion de retombées correspond d'assez près à ce que l'on appelle un «effet environnemental» dans le droit environnemental et dans l'ÉIE.

Quand nous tenons compte de l'environnement comme réserve de ressources naturelles, d'agrément et de soutien de la vie, de même que comme moyen de transmission des retombées, nous englobons une économie encore plus vaste, que nous pouvons appeler «économie 3», ou **économie globale**. Notons toutefois qu'il s'agit là encore d'une perception strictement anthropocentrique de l'environnement, qui réduit ce dernier au rôle de moyen par lequel des acteurs économiques peuvent avoir des effets accessoires les uns sur les autres.

D'un point de vue économique, l'ÉIE est précisément l'analyse et l'«évaluation» (si non l'estimation) des retombées. En effet, l'ÉIE inclut souvent l'analyse des retombées en puissance, tant socio-économiques qu'environnementales. Jusqu'ici, l'ÉIE a toujours été appliquée principalement aux projets d'infrastructure des gouvernements, mais elle pourrait s'appliquer aussi aux politiques gouvernementales. Certaines formes d'ÉIE ou de vérification environnementale peuvent également s'appliquer aux entreprises et même aux ménages. En général, toutefois, l'ÉIE est seulement une mesure environnementale applicable aux entreprises et aux ménages parmi d'autres.

Un cas particulier de retombée économique se produit lorsqu'il y a une ressource (par ex., une pêcherie) dont l'accès est libre et illimité. Dans ce cas, tous ceux qui ont accès à cette ressource peuvent l'utiliser ou la récolter jusqu'au point où l'avantage individuel d'une augmentation additionnelle de l'extraction commence à tomber sous le coût d'extraction de cette augmentation. Cette situation donne généralement lieu à un niveau global d'utilisation de la ressource qui dépasse le point où les avantages totaux pour tous sont les plus grands; elle peut aussi entraîner un épuisement ou une détérioration graves de la ressource, ou même l'extinction d'une espèce.

Aux problèmes environnementaux diagnostiqués comme «retombées négatives», la science économique offre divers remèdes.

- Un remède consiste pour le gouvernement à imposer des frais ou une taxe afin d'inciter à réduire les retombées à un niveau qui maximise l'écart entre les avantages pour la société de la réduction des retombées et les coûts techniques de la réduction des retombées (Pigou 1960; Baumol et Oates 1975).

- Une autre approche consiste à vendre des droits de propriété à ce niveau «optimal» de retombées : si chaque organisation doit «acheter» de tels droits en fonction du niveau de retombées qu'elle produit, chacune sera encore une fois incitée à réduire en conséquence son niveau de retombées.

Les économistes appellent généralement «internalisation» des retombées la création de ces incitations à réduire une retombée à un niveau approprié, car les coûts sociaux des retombées sont alors représentés par des coûts monétaires réels dans les comptes internes de l'organisation et influent en conséquence sur les

décisions de l'organisation. Néanmoins, dans la pratique, les gouvernements ont eu tendance à favoriser des *approches en matière de limitation* des retombées environnementales qui sont plutôt fondées sur des normes d'émission ou de technologie ou sur des règlements qui punissent les infractions par des amendes.

On favorise aussi l'attribution de droits de propriété afin de régler le problème du libre accès aux ressources. On soutient que si de tels droits sont assurés, les propriétaires seront plus incités à la conservation (c'est-à-dire au maintien de la ressource) parce qu'ils sont assurés de récolter les avantages futurs de cette conservation. En effet, dans un article important paru il y a vingt ans, l'écologiste Garrett Hardin a soutenu que «les contraintes mutuelles sur lesquelles on s'entendait réciproquement» étaient habituellement la solution à la «tragédie des terrains communaux» (Hardin 1968), comme il avait baptisé le phénomène, au sujet du cas historique de la détérioration de quelques-uns des pâturages communs en Angleterre avant leur clôture par la propriété privée. Bien entendu, le mouvement de la clôture des terres n'était pas une très bonne «solution» pour les personnes qui ont été privées de terre; il pouvait peut-être sembler en être ainsi dans ce cas seulement parce qu'il y avait de plus en plus de possibilités pour les personnes déplacées de travailler à de nouvelles activités industrielles ou d'émigrer vers les colonies du Nouveau Monde et d'ailleurs. Cependant, de façon plus générale, la clôture des terres peut simplement transférer le problème ailleurs, comme c'est le cas dans de nombreux pays en développement aujourd'hui, où les personnes déplacées deviennent des habitants sous-employés de bidonvilles entourant les grandes villes ou des agriculteurs de subsistance sur des terres marginales qui sont sujettes à une grave érosion et aux risques de glissement de terrain et d'inondation (Eckholm 1976; Pearce 1988a; Southgate et Pearce 1987).

On reconnaît de plus en plus qu'il a existé et qu'il existe des dispositions institutionnelles très diverses pour limiter l'accès aux ressources en «copropriété» et les cogérer (Ciriacy-Wantrup et Bishop 1975; Ruskin 1986; Regier et Baskerville 1986; Ostrom 1987; Pearce 1988a). En effet, au sujet de l'exemple de Hardin, on reconnaît maintenant que ce fut l'effritement de ces dispositions traditionnelles qui a initialement entraîné la détérioration de certains des terrains communaux de l'Angleterre (Cox 1985).

Il peut aussi exister des dispositions institutionnelles pour le contrôle des retombées. Dans la mesure où les gens peuvent démontrer qu'ils ont subi des torts causés par la conduite d'autres personnes, ils peuvent être indemnisés grâce au droit coutumier des actes délictuels et de la négligence, qui oblige les responsables du tort à internaliser certains coûts. On étend graduellement le droit coutumier, avec une efficacité variable, à de nouvelles causes de dommages environnementaux (Stewart et Krier 1978; Schrecker 1984).

Coase (1960) a soutenu que, aussi longtemps que le droit fait une attribution initiale nette des droits d'un pollueur à polluer ou d'une victime de la pollution à ne pas subir la pollution, le pollueur et la victime de la pollution pourraient en principe négocier pour échanger ces droits contre des paiements jusqu'au point où ils atteindraient un niveau mutuellement acceptable de pollution et de paiements. Tant et aussi longtemps que le pollueur et la victime de pollution sont libres de négocier, ce règlement serait «efficace» du point de vue économique, car, encore une fois, les coûts de la pollution seraient internalisés par le pollueur à titre de paiement à faire ou à titre de paiement qu'il pourrait avoir reçu mais auquel il renonce. En pratique, toutefois, on reconnaît qu'une telle négociation peut être inhibée par des «frais de transaction», particulièrement lorsqu'il y a de nombreuses victimes de la pollution qui doivent assumer les coûts de l'organisation pour négocier avec un ou quelques pollueurs. La victime individuelle de la pollution peut ne pas avoir d'incitation suffisante pour se joindre à la négociation, et préférer profiter des démarches des autres. En outre, les victimes de la pollution souffrent souvent d'un grave désavantage en matière d'information sur l'ampleur, la nature et les coûts de la pollution (voir Mishan 1971a; Polinsky 1978; Sproule-Jones et Richards 1984). Néanmoins, il peut être utile de considérer l'ÉIE et d'autres institutions de gestion de l'environnement qui font leur apparition en ce moment comme des processus de négociation et de marchandage (Dorcey 1984). La question pratique urgente pour de telles institutions ainsi que pour la gestion de l'environnement en général est de savoir comment surmonter les problèmes qui nuisent à l'amorce ou à la résolution fructueuse de ces processus (Sproule-Jones et Richards 1984; Dorcey 1986).

Croissance, développement et «développement durable»

Au début du présent chapitre, nous avons indiqué qu'il est difficile de faire comprendre comment l'environnement s'insère actuellement dans la science économique, car la théorie économique elle-même est ambiguë au sujet de ce qui constitue «l'économie». Il est clair que l'économie 1, l'économie 2 et l'économie 3 sont toutes importantes pour les conditions matérielles de notre bien-être. Pourtant, l'essence de la théorie

économique existante traite exclusivement de l'économie 1. Dans la théorie économique, l'économie 2 et l'économie 3 ne sont que des éléments fictifs ou des conditions limites de l'économie 1. De fait, dans l'analyse coûts-avantages classique, l'économie 2 et l'économie 3, lorsqu'elles sont représentées, le sont par des «prix fictifs», qui sont des paramètres exogènes donnés. La théorie économique classique ne permet pas d'étudier les interactions, y compris la rétroaction possible entre l'économie 1, l'économie 2 et l'économie 3. Pourtant, c'est précisément dans ces interactions qu'apparaissent nombre de nouveaux problèmes. Par conséquent, il est urgent d'élaborer des modèles plus généraux de ces interactions.

L'attention exclusive accordée par la théorie économique à l'économie 1 est illustrée par les notions de valeur économique de la production ou de la consommation, comme le produit national brut (PNB) ou le produit intérieur brut (PIB).

Le PIB est la somme des valeurs nettes obtenues dans tous les échanges de produits et services sur le marché dans l'économie 1; c'est une mesure de «l'ampleur» de l'économie 1. Pourtant, le PIB est souvent utilisé comme mesure des conditions matérielles du bien-être. Ce postulat peut être trompeur pour plusieurs raisons (les suivantes sont tirées de Goodland et Ledec 1987; voir aussi Liepert 1986) :

1.Le PIB peut ne pas traduire les conditions matérielles de bien-être de la plus grande partie de la population d'une région si la distribution des revenus est très inégale.

2.Le PIB ne comprend pas la production dans le ménage ou dans la collectivité, qui peut être particulièrement importante pour les pauvres; l'expansion de l'économie 1 aux dépens de la production du ménage ou de la collectivité nuit à leur condition.

3.De nombreux produits et services achetés sur le marché sont des produits intermédiaires servant à la production au sein du ménage; une cuisinière qui dure dix ans donne le même service que cinq cuisinières qui durent deux ans chacune, bien qu'elle représentera beaucoup moins que les cinq cuisinières sur le plan du PIB.

4.L'activité économique consacrée à compenser les retombées négatives, ou à se défendre contre elles (par ex., les frais médicaux rendus nécessaires par l'exposition à des produits chimiques toxiques) est comptée comme un élément **positif** du PIB, bien qu'elle représente en réalité un élément **négatif** pour le bien-être des humains.

5.Le PIB ne mesure que des flux économiques, sans tenir compte de la proportion de ces flux qui résultent de la «liquidation» ou de la perte de capital naturel ou de capital créé par l'homme. Les décideurs peuvent donc temporairement accroître le PIB d'une région en dilapidant ses ressources.

Lorsqu'on tient compte de ces considérations, on peut obtenir un portrait très différent des progrès réalisés grâce au développement économique ces dernières années (Daly et Cobb 1989).

Même là où la notion de PIB a perdu une partie de son attrait, la «croissance économique» peut encore garder une grande importance comme objectif de politique, même si la croissance économique n'est que la croissance du PIB. En outre, la notion de «développement économique» est devenue virtuellement synonyme de croissance économique, bien qu'elle puisse être tempérée par la condition selon laquelle le nombre de personnes dans la pauvreté absolue n'augmente pas et que la distribution du revenu ne devienne pas plus inégale (Arndt 1981; Barbier 1987). Reconnaissant que la pauvreté n'est pas seulement un élément d'oppression pour les pauvres eux-mêmes, mais qu'elle peut entraîner une détérioration rapide du milieu et des ressources par les pauvres qui cherchent à survivre, la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (1987) a réclamé une reprise de la croissance économique.

Reconnaissant également que, souvent, certains modes de croissance n'ont pas aidé à atténuer la pauvreté, mais l'ont aggravé dans certains cas, et que les pays développés doivent réduire leur consommation de matériaux et d'énergie pour que la croissance soit durable, la Commission a aussi réclamé des changements dans la **qualité** de la croissance. Le défi consiste à définir de façon plus précise ce que doivent être ces changements qualitatifs et la manière dont ils peuvent être réalisés. Cela nécessitera vraisemblablement un redressement de la tendance récente, en vogue depuis la parution du rapport la Commission, selon laquelle *l'étude de la pauvreté comme cause de détérioration de l'environnement est devenue plus à la mode (et richement financée) que l'étude de la richesse comme principale menace humaine contre l'environnement* (traduction) (Martinez-Alier 1990).

Tandis que la science économique a graduellement intégré des préoccupations au sujet des ressources et de l'environnement, on a récemment commencé à avoir des doutes sur les perspectives globales d'une croissance économique en expansion constante avec les débats sur les «limites à la croissance» (Meadows et coll 1972; Daly 1973; Hirsh 1976; Hueting 1980). À la lumière de nouvelles formulations théoriques, comme la théorie thermodynamique (Georgescu-Roegen 1971, 1976, 1979, 1981), l'économique de régime stable (Daly 1973) et l'économique de régime évolutif (Boulding 1981), on a pris conscience des limites imposées par les ressources finies non renouvelables (particulièrement les combustibles fossiles) et par la capacité finie de l'environnement à absorber des résidus. Il est devenu évident que la croissance économique basée sur un accroissement continu de la consommation de matériaux et d'énergie n'est plus possible pour le monde dans son ensemble, particulièrement dans les pays développés. Cependant, il n'y a rien de proprement limitatif dans la dynamique de croissance de l'économie de marché; toutefois, toute limite sur **l'ampleur** des activités économiques et sur les populations doit provenir de contraintes sociales ou écologiques (Daley et Cobb 1989).

Néanmoins, certains prétendent que de nouvelles formes de développement économique sont encore possibles dans les pays développés, même avec le maintien ou la diminution de la consommation de ressources et d'énergie, à partir de la croissance soutenue de l'«économie de l'information». En effet, les connaissances deviendront probablement un facteur économique de plus en plus important dans la promotion de l'utilisation efficace des ressources et de l'énergie, dans la mise au point de substituts et dans la protection et la restauration de l'environnement. Les pays qui prennent la tête dans la mise au point de pratiques et de technologies respectueuses de l'environnement pourraient jouir d'avantages économiques supplémentaires à titre d'exportateurs de ces technologies, tandis que ceux qui les adopteront plus tard pourraient devoir dépendre des importations.

Le défi auquel font maintenant face les pays développés et en développement consiste à adopter des stratégies de «développement durable» qui permettent le mieux d'obtenir des *avantages économiques et sociaux dans le présent, sans mettre en danger le potentiel probable d'avantages semblables dans l'avenir* (traduction) (Goodland et Ledec 1987). Pour relever ce défi, on est conscient que la science économique devra au moins étendre son champ de préoccupations de l'économie 1 vers les économies 2 et 3 et vers l'interaction entre ces «trois économies».

Bien que l'on commence à prendre des mesures dans cette direction, il y a encore beaucoup de pressions pour que l'on démontre que la conservation de l'environnement est «payante». En pratique, cela revient à exiger que toute allégation qu'un effet est négatif doit être prouvée dans le contexte de l'économie 1 pour que son assertion soit considérée comme justifiée. Il est très difficile de répondre à ces exigences au-delà des cas où le chemin suivi par les effets est très direct et évident. Cette difficulté contribue aussi à limiter l'efficacité du droit coutumier face aux problèmes environnementaux. En outre, la préoccupation à l'égard de telles tentatives maintient malheureusement l'attention des décideurs et des économistes sur l'économie 1, alors qu'il est urgent d'étendre la préoccupation aux trois économies.

Il faudrait sérieusement se demander s'il ne vaudrait pas mieux utiliser les compétences des économistes non pas tellement à **démontrer** que la conservation de l'environnement est payante, mais plutôt à mettre au point des moyens efficaces de **rendre** la conservation et la restauration de l'environnement payantes, particulièrement par l'internalisation des retombées, mais aussi en tenant compte de plus en plus des interactions entre les trois économies. Il faut considérer qu'il n'est pas nécessaire de démontrer que les investissements privés «sont payants» pour la société dans son ensemble; on essaie simplement d'adapter les stimulants, grâce à la politique gouvernementale, afin que les investissements privés (et publics) ne soient faits que là où les avantages sociaux dépassent les coûts pour la société. De même, plutôt que d'exiger que chaque projet ou politique de conservation de l'environnement «soit payant», nous pourrions utiliser la science économique pour nous aider à établir des structures globales d'incitation efficaces afin d'atteindre ou de maintenir des objectifs de qualité environnementale.

Pour répondre aux exigences du «développement durable», nous devons aussi étendre l'horizon temporel de nos préoccupations pour inclure les retombées non seulement pour la génération actuelle, mais aussi pour les générations futures. Comme nous le verrons au chapitre suivant, il faut de nouvelles institutions pour relever ce défi et il commence à en apparaître en ce moment. Plus nous dépendons des pouvoirs publics pour atténuer et compenser les retombées négatives actuelles, plutôt que d'exiger qu'elles soient internalisées, plus nous imposons aux générations futures le double fardeau de la détérioration des ressources et de l'environnement et de l'accroissement de la dette publique.

Dans des rapports récents sur les questions de

l'environnement et du développement (CMED 1987; Groupe de travail national sur l'environnement et l'économie 1987), on a exprimé l'espoir que cette spirale descendante puisse être inversée et que l'environnement et l'économie puissent travailler ensemble. Les ministres de l'Environnement des pays de l'OCDE ont reconnu en 1979 qu'*à long terme, la protection de l'environnement et le développement économique sont non seulement compatibles, mais ils sont également interdépendants et se renforcent mutuellement* (traduction) (communiqué de presse de l'OCDE cité dans Ahmad 1981). La théorie économique indique qu'il ne devrait pas y avoir contradiction entre une économie qui fonctionne parfaitement et la conservation de l'environnement. De fait, selon la théorie économique, ces deux éléments devraient se favoriser mutuellement, **si toutes les retombées sont internalisées**. Si les retombées tant positives que négatives sont internalisées, il y aura incitation non seulement à éviter de détériorer l'environnement, mais aussi à le restaurer et à le mettre en valeur.

La réalisation d'une telle internalisation exigera que nous améliorions bien davantage nos connaissances en matière d'environnement et d'écologie que nos connaissances en matière économique. Pearce (1976a, 1976b, 1987b) soutient que le bon degré d'internalisation dépend de la dynamique écologique, et non seulement de l'état écologique actuel, et qu'il équivaudrait en pratique à imposer des limites écologiques à l'économie. Si on n'établit pas correctement le bon degré d'internalisation, ou si on ne le réalise pas entièrement en pratique, les résultats peuvent être catastrophiques dans certains cas. Nous devons être prudents et prêts à tirer rapidement des leçons des résultats de nos actions, et changer notre comportement en conséquence. Il nous faut donc de la prudence écologique et des stratégies d'adaptation (Holling 1978; Clark et Munn 1986; Archibald 1980; Dryzek 1987).

Autres causes possibles de détérioration de l'environnement

Jusqu'ici, nous avons insisté sur les problèmes associés aux retombées et à la surexploitation des ressources dont l'accès est libre, comme les grandes causes économiques de la détérioration des ressources et de l'environnement. Il y a aussi d'autres causes possibles de la détérioration des ressources et de l'environnement dans les façons dont les économies fonctionnent réellement. Ces autres sources de «mauvais fonctionnement des marchés» ou de «mauvais fonctionnement des institutions» qu'on discerne dans la théorie économique peuvent souvent compliquer les problèmes liés aux retombées et aux ressources dont l'accès est libre. Nous présentons ici de façon plus explicite certaines de ces autres sources possibles de détérioration des ressources et de l'environnement, car il faut aussi en tenir compte dans les politiques sur l'environnement. Ces brèves discussions, et les références qui sont citées, sont très superficielles et ne sont d'aucune façon exhaustives.

Politiques en matière d'impôts, de subventions et de réglementation

Les politiques gouvernementales, y compris les impôts, les taxes et les subventions, peuvent avoir des effets néfastes ou favorables sur la conservation. Si les politiques fiscales ne prévoient pas de dispositions appropriées permettant aux agriculteurs de déduire tous les coûts qu'ils supportent pour la conservation des sols dans la détermination de leur revenu imposable, ces derniers ne seront pas suffisamment incités à investir dans la conservation des sols. De même, tout comme les politiques fiscales peuvent influer sur les incitations à la conservation, les subventions aux agriculteurs pour qu'ils mettent leurs terres en jachère peuvent entraîner l'érosion des sols ou leur détérioration pour d'autres raisons. Il faut de nouveaux moyens de comptabiliser les coûts d'utilisation et de conservation des ressources (Crerar 1986a).

Il est de plus en plus évident qu'il faut examiner les impacts des politiques gouvernementales, notamment ceux des impôts, des subventions et des règlements, sur l'environnement et les ressources. Ces impacts comprendraient, par exemple, les effets de la politique fiscale sur les mesures d'incitation à la conservation des sols et des autres ressources (Crerar 1986a; Bond et coll. 1986; Repetto 1988b; voir aussi Repetto 1988a au sujet des forêts et Kosmo 1987 au sujet de l'énergie, ainsi que d'autres publications du World Resources Institute). L'analyse économique constituerait un élément essentiel de ce type d'évaluation stratégique des impacts environnementaux. De même, il faudrait faire l'évaluation des programmes de réglementation et de soutien des secteurs des ressources afin de déterminer leurs répercussions possibles sur la détérioration de l'environnement et des ressources (Manning 1986).

Coûts inégaux et problèmes financiers

Les coûts inégaux ou discontinus peuvent décourager les mesures privées de conservation (Ciriacy-Wantrup 1952). Par exemple, les problèmes financiers des agriculteurs ou des autres exploitants de ressources peuvent les pousser à réduire leurs investissements dans leurs activités, et notamment à négliger de coûteuses

mesures de conservation afin d'éviter la faillite. Si les problèmes financiers se prolongent, cette négligence peut se manifester par une grave érosion des sols ou une autre forme de détérioration (Collins et Headley 1983). Dans les périodes économiques favorables, les activités peuvent s'étendre à des domaines marginaux qui peuvent être particulièrement vulnérables à une telle détérioration lorsque la conjoncture économique devient défavorable. Ces problèmes peuvent être exacerbés par des incitations mal venues provenant de politiques fiscales ou relatifs à des subventions comme celles dont nous avons déjà fait état (Crerar 1986a).

Manque d'information

La théorie économique est généralement fondée sur le postulat selon lequel chacun des producteurs et des consommateurs agit individuellement dans son propre intérêt et en parfaite connaissance de cause. Cependant, de nombreux exploitants, particulièrement les petits, peuvent ne pas avoir l'information nécessaire pour prévenir ou réduire la pollution ou conserver les ressources. Même les grands exploitants peuvent ne pas être suffisamment incités à se tenir au courant des technologies et des techniques les plus récentes. Les coûts du partage de l'information et de la coordination des actions pour faire face aux problèmes environnementaux à grande échelle peuvent être trop importants et les résultats trop incertains pour que de tels efforts soient organisés dans le secteur privé ou le secteur bénévole. L'histoire a démontré de nombreux exemples de politiques de lutte contre la pollution dont l'élément le plus efficace consistait simplement à offrir de l'information et des technologies de récupération des déchets, y compris souvent la récupération de matériaux de valeur (Vogel 1986). Les associations industrielles peuvent jouer un rôle important dans la diffusion de l'information. En même temps, il faut prêter attention aux obstacles institutionnels à la pratique des quatre «R» de la gestion des déchets : réduction, réutilisation, recyclage et récupération (Adamson 1984; Barton 1979; Campbell et Glenn 1982; Huisingh et coll. 1987; Sittig 1975). L'adoption de telles pratiques peut nous donner certains des exemples les plus spectaculaires d'intégration de l'environnement et de l'économie, parce que ces pratiques ne contribuent pas seulement à réduire la pollution, mais entraînent aussi une réduction des coûts pour les industries elles-mêmes.

Le processus d'ÉIE peut être administré de manière à offrir des possibilités spéciales pour remédier à l'inefficacité économique attribuable au manque d'information. Pour l'ÉIE traditionnelle des projets, il nous faut particulièrement de l'information sur les **autres** technologies et manières possibles de coordonner les intérêts immédiats d'un projet et les intérêts à long terme des personnes qui seront touchées par celui-ci. Il n'est pas bon, au plan économique ou environnemental, d'évaluer une seule option de projet isolée du contexte environnemental, socio-économique et technologique dans lequel elle doit être mise en oeuvre. Il faudrait évaluer les avantages et les inconvénients relatifs de plusieurs options pour établir la contribution globale de chacune au développement environnemental et économique et à la pérennité. Pour que cela devienne possible, et pour que l'on puisse coordonner l'action sur les questions environnementales en général, il faut mettre au point des moyens et des incitations efficaces pour faire participer toutes les personnes qui sont touchées. Si toutefois cette participation prend la forme de négociations ou de marchandage, il peut y avoir d'importants problèmes d'asymétrie de l'information, ainsi que de manque d'information, entre les parties (Sproule-Jones et Richards 1984; Amy 1987).

Certains économistes croient aussi que le manque d'information fiable peut être un problème au niveau macro-économique, en ce sens qu'elle empêche les marchés des ressources existants d'offrir les signaux de prix adéquats pour entraîner le niveau approprié de conservation de réserves des ressources privées (Smith 1979; Norgaard 1990). En réaction à cette insuffisance, certaines personnes favoriseraient la production d'une information plus abondante et meilleure au sujet des réserves de ressources, des perspectives de substitution et de la demande future probable, tandis que d'autres croient qu'une certaine forme de «planification indicative» est nécessaire (Meade 1970). Toutefois, l'argument le plus fort en faveur de la planification repose probablement sur des considérations d'équité entre les générations (voir *Équité entre les générations*, page 11).

Manque de recherche et développement (R D)

La théorie économique prédit généralement que l'investissement privé dans la R D sera inférieur à son niveau optimal pour la société dans la mesure où les dispositions relatives au copyright et aux brevets n'offrent pas d'incitations optimales aux découvreurs ou aux inventeurs. Dans le cas de la R D dans le domaine de l'environnement, cette insuffisance des rendements et, par conséquent, de l'incitation à l'investissement, est particulièrement grave parce que les avantages que des technologies et des pratiques environnementales saines apporteraient à leurs usagers immédiats sont limités dans la mesure où des retombées ne sont pas entièrement internalisées (de telle façon que même les

usagers des technologies de limitation des retombées ne peuvent tirer avantage de cette utilisation car, selon la définition des retombées, ces avantages profitent à d'autres). Cela donne lieu à une lente mise au point privée de nouvelles technologies de l'environnement, comme les procédés de recyclage et le matériel de réduction servant au contrôle de la pollution. À long terme, la technologie a donc tendance à évoluer dans une direction qui ne tient pas compte des préoccupations environnementales. Nous pensons habituellement que les inventions sont techniques et matérielles. De façon plus générale toutefois, elles comprennent l'adoption de nouvelles techniques et l'innovation dans les pratiques, les dispositions institutionnelles et les normes (Coleman 1986).

Il se peut que l'analyse économique puisse indiquer le **moyen de rendre plus productive l'interaction entre l'ÉIE et la R D**, ou du moins en établir la valeur. L'ÉIE constitue un cadre dans lequel la R D peut se rapprocher des problèmes environnementaux réels, et si les incitations économiques du processus d'ÉIE sont correctes, la R D y réagira. Les évaluations des impacts environnementaux doivent devenir des catalyseurs du développement de nouvelles technologies et de nouvelles pratiques, et non des précédents qui justifient l'insuffisance d'innovation. Comme nous l'avons déjà laissé entendre, il existe un grand potentiel pour utiliser de nouvelles technologies comme l'informatique et la biotechnologie, ainsi que de nouvelles techniques comme l'aquaculture, la sylviculture et la lutte intégrée contre les nuisances pour résoudre les problèmes d'environnement et de ressources. Le développement des industries environnementales naissantes du Canada présente un grand potentiel non seulement pour résoudre ses problèmes d'environnement et de ressources, mais aussi pour favoriser ses exportations et sa balance commerciale avec le reste du monde. En même temps, il peut être nécessaire de soumettre les nouvelles technologies et les nouvelles techniques elles-mêmes à une espèce d'évaluation des impacts ou d'évaluation technologique pour orienter la R D de façon favorable à l'environnement et éviter des effets néfastes pour l'environnement (Kapp 1983).

Taux d'actualisation

Une question plus controversée dans la théorie économique est le taux d'actualisation qui devrait s'appliquer à l'entretien et à la conservation de l'environnement. Certains économistes soutiennent que le taux d'actualisation approprié est le taux d'intérêt du marché auquel les entreprises privées devraient emprunter de l'argent pour des projets d'immobilisation. D'autres soutiennent pour diverses raisons que le taux d'actualisation social devrait être plus proche des taux d'intérêt, généralement inférieurs, auxquels les pouvoirs publics peuvent emprunter. Ce que les économistes ont jusqu'ici considéré comme le «taux optimal» de conservation est très sensible au choix du taux d'actualisation, les taux d'actualisation inférieurs allant généralement dans le sens d'un plus grand besoin de conservation. Toutefois, ce rapport ne tient pas toujours, car des taux d'actualisation inférieurs peuvent avoir tendance à favoriser des projets comportant des coûts de ressources immédiats et des avantages à long terme.

Certains auteurs se sont demandé si l'application de taux d'actualisation élevés à la détérioration de l'environnement et à l'utilisation des ressources ne serait pas une espèce de «piège social» (Costanza 1987; Costanza et Daly 1987; Goodland et Ledec 1987). Bien qu'il puisse exister des raisons d'ajuster dans une certaine mesure les taux d'actualisation dans certains cas, le taux d'actualisation est en général un instrument trop grossier pour servir à apporter des changements généraux dans les politiques en matière d'environnement et de ressources (Markandya et Pearce 1987, 1988). Il vaut mieux se préoccuper de la durabilité à long terme en tenant compte explicitement de l'équité entre les générations.

Équité entre les générations

Mises à part les considérations purement économiques dont nous venons de faire état au sujet de la protection et de la conservation de l'environnement, de nombreuses personnes soutiennent pour des raisons éthiques que la conservation et l'investissement des rentes des ressources devraient suffire à assurer l'équité entre la génération présente et les générations futures. Comme nous l'avons déjà indiqué, une telle «équité entre les générations» semble nécessaire pour un développement durable. Compte tenu du progrès technique qui permet d'accroître les ressources, les conséquences d'une telle équité entre l'utilisation des ressources et l'accumulation du capital sont trop vastes pour que nous en parlions ici. Nous pouvons toutefois dire en gros que pour assurer l'équité entre les générations, il faut s'assurer que la dotation en ressources et en capitaux (y compris les connaissances) soit telle que la capacité de production (par habitant) ne diminue pas d'une génération à la suivante (Robson 1980; Becker 1982; Hartwick et Olewiler 1986).

Selon les types de fonctions de production que l'on pose généralement en hypothèse en analyse économique (c.-à-d. la fonction de Cobb-Douglas ou la fonction CES à élasticité de substitution constante), aucun facteur de

production n'est strictement limitatif (par opposition aux fonctions de production» dans les systèmes écologiques). Toutefois, on peut soutenir que s'il existe une ressource qui constitue un facteur limitatif pendant plusieurs générations et qu'il ne pourrait pas exister de substitut à cette ressource pendant cette période, il faudrait, au nom de l'équité entre les générations, que les utilisations présentes soient considérées à égalité avec toutes les exigences prévisibles et les «capacités d'extraction» de ces générations futures (Mishan 1977; Pearce 1977). Certains économistes laissent entendre que l'énergie à bon marché des combustibles fossiles peut constituer un tel facteur limitatif (Georgescu-Roegen 1976, 1979, 1981; Hall et coll. 1986).

Il y a une certaine incitation individuelle à conserver certaines ressources privées dans la mesure où les particuliers jugent bon de faire des legs à la société ou à leurs descendants. Mais, encore une fois, il y a absence d'institutions sociales par lesquelles les gens peuvent exercer leurs préférences à l'égard de la conservation et du legs de ressources en copropriété (Osberg 1985), telles que l'eau naturelle pure, les régions sauvages ou les édifices du patrimoine.

Certaines de ces ressources (par ex. les réserves écologiques et les bâtiments du patrimoine) jouissent déjà de certaines protections juridiques, mais il peut y avoir d'autres moyens de tenir compte de l'équité entre les générations dans l'ÉIE et dans les politiques en matière d'environnement et de ressources, en général. Par exemple, il pourrait être possible de nommer des porte-parole des générations futures comme «parties intéressées» dans les processus d'ÉIE.

L'équité, que ce soit entre les générations ou à l'intérieur d'une génération, a aussi des conséquences pour les politiques d'indemnisation en ÉIE. Dans ce domaine, une analyse économico-écologique élargie peut contribuer à indiquer non seulement la valeur des pertes ou des dommages, mais les indemnités et les autres mesures nécessaires pour rétablir la productivité, la viabilité et la durabilité d'une économie et d'un écosystème endommagés ou perturbés.

Récupération des organismes de réglementation

Il serait plus simple de s'attaquer à tous ces problèmes si nous pouvions compter sur des organismes de réglementation omniscients qui auraient pour seul but de servir l'«intérêt public». Toutefois, on trouve dans la documentation économique des données abondantes indiquant que les assemblées législatives et les organismes de réglementation sont susceptibles d'être récupérés par les intérêts qu'ils sont censés réglementer (Stigler 1971; Ackerman et Hassler 1981; Maloney et McCormick 1982; Pashigian 1985). La récupération ne peut résulter d'un marché. Elle ne peut être qu'une conséquence du besoin de maintenir de «bonnes relations de travail» entre l'organisme de réglementation et les entreprises réglementées. Les entreprises réglementées peuvent aussi fournir de façon sélective des renseignements importants dont dépendent les décisions de l'organisme de réglementation.

L'analyse économique et l'analyse des institutions devraient contribuer à indiquer comment on peut empêcher la récupération des organismes de réglementation de l'environnement et des ressources par des intérêts particuliers. Dans le cas de l'ÉIE, les mesures les plus efficaces pourraient consister à encourager les mesures compensatoires des groupes d'intérêt public.

En se penchant sur les diverses causes économiques possibles de la détérioration de l'environnement et des ressources, on peut voir les points clés de l'activité économique où des politiques de gestion de l'environnement à la pointe de la science économique pourraient le mieux orienter le développement vers des pratiques favorables à l'environnement.

3. INSTITUTIONS VISANT À ASSURER LA DURABILITÉ AU POINT DE VUE ENVIRONNEMENTAL

Dans le chapitre précédent, nous nous sommes penchés sur plusieurs causes dans le fonctionnement actuel de l'économie qui entraînaient la détérioration de l'environnement et qui faisaient en sorte qu'on ne tient *pas suffisamment compte des valeurs* environnementales en général. Nous avons aussi proposé des façons de procéder pour s'attaquer directement à certaines de ces causes. Ces mesures directes conviennent probablement le plus lorsque la cause de la détérioration de l'environnement est particulièrement dommageable, qu'elle est bien comprise, qu'elle revient souvent ou qu'elle est permanente. Souvent, toutefois, une activité économique peut générer beaucoup de sortes de retombées et signifier d'autres causes de détérioration de l'environnement qui ne sont pas aussi bien comprises. Il est en général plus pratique d'aborder ces cas qui se répandent un peu partout de façon plus indirecte en mettant en place un cadre institutionnel qui peut reconnaître les dommages environnementaux qu'on ne peut vraiment pas accepter, et déclencher des réactions compensatoires. On peut considérer que l'évaluation environnementale fait partie de ce cadre institutionnel, mais il y a d'autres approches qui sont nécessaires et qui font leur apparition en ce moment. Nombre de ces approches viennent compléter l'évaluation environnementale, et il serait possible de renforcer l'efficacité de toutes ces approches si nous comprenions mieux leurs rapports mutuels (Archibugi 1989).

Renforcement des remèdes privés

En plus des efforts des pouvoirs publics pour mieux appliquer les normes environnementales, on pourrait apporter d'autres changements qui faciliteraient pour les particuliers les recours juridiques contre les responsables de dommages environnementaux. Comme nous l'avons déjà mentionné, la portée du droit en matière d'actes délictuels et de négligence s'étend, et on accorde de plus en plus d'indemnités et de frais judiciaires dans ce domaine. On pourrait améliorer encore les possibilités de recours collectifs au Canada et permettre aux organisations écologistes sans but lucratif de déclencher les processus pouvant entraîner des poursuites judiciaires en matière d'environnement.

Nous pourrions promouvoir la responsabilité des gouvernements au Canada si nous permettions aux organisations sans but lucratif de poursuivre les ministères et les organismes gouvernementaux afin qu'ils respectent ou appliquent le droit de l'environnement, comme c'est le cas aux États-Unis. Schrecker (1984) fait d'autres propositions de réforme. Notre intention ici **n'est pas** d'amener une «privatisation» des lois et des règlements sur l'environnement, mais seulement de prévoir des recours privés pour faire bouger les organismes publics ou pour prendre leur place quand ils échouent dans leurs entreprises.

Ces changements encouragent l'internalisation des retombées par le biais de l'action privée. Ils peuvent tous avoir des conséquences sur l'ÉIE, parce que les possibilités de poursuite judiciaire ultérieure influent sur l'attention qui sera consacrée aux divers aspects d'une ÉIE ainsi que sur les incitations à faire participer les parties intéressées au début du processus.

Il convient aussi de se préoccuper des aspects économiques de l'application du droit public, tant de l'application du droit environnemental général (Russell 1971; Russell et coll. 1986) que de l'application des engagements que les promoteurs des mesures environnementales prennent dans le cours des évaluations des impacts environnementaux.

Charte des droits de l'environnement

Une charte des droits de l'environnement constituerait un prolongement et un renforcement logiques de la réforme du droit de l'environnement. Bien que de nombreuses personnes conviennent que l'idée d'une charte des droits de l'environnement est intéressante, on s'accorde moins sur son contenu éventuel.

Dans l'optique des évaluations des impacts environnementaux, les aspects les plus importants seraient les droits de procédure et de substance qu'une telle charte imposerait aux participants dans le processus des évaluations d'impacts environnementaux et dans la politique de l'environnement en général. Les parties intéressées au processus des évaluations d'impacts environnementaux n'ont pas encore de statut juridique. Les principes du développement durable donnent à penser que dans le traitement de cette question, il convient de lier les aspects de la justice et de l'économie : les connaissances pratiques et la participation des utilisateurs des ressources, particulièrement les autochtones (voir Nakashima 1989), est indispensable pour déterminer les types de développement qui sont durables dans une région.

définir les droits de substance à partir desquels les parties intéressées dans une ÉIE pourraient négocier ou marchander.

Tables rondes

Le Groupe de travail national sur l'environnement et l'économie (1987) a recommandé la création d'une table ronde dans chaque province et territoire du Canada *composée des principaux dirigeants des groupes et organismes locaux intéressés aux questions d'environnement et d'économie, y compris le gouvernement, la grande et la petite industrie, les organismes environnementaux, les syndicats, les universitaires et les peuples autochtones.*

La portée et la fonction des tables rondes n'ont pas encore été définies clairement, mais une des fonctions pourrait consister à examiner ou à formuler les premières étapes de plans de développement ou de nouvelles politiques, ou même à parrainer une planification explicite de l'environnement. Ces tables rondes peuvent offrir un lieu de discussion pour le type de planification stratégique d'un développement durable que nous avons déjà proposée (voir page 10). Les tables rondes peuvent aussi conseiller les gouvernements sur les façons d'assurer que les coûts environnementaux sont reflétés dans les comptes économiques, les prix et les incitations, et promouvoir l'établissement de «plein prix» (c.-à-d. l'internalisation des coûts externes).[1]

Torts irréversibles et normes de sécurité minimales

Les problèmes les plus graves en matière d'environnement et de ressources sont ceux où la détérioration et l'épuisement deviennent irréversibles. Il vient un point où l'inversion de la détérioration n'est plus rentable économiquement et, plus loin, où cette inversion

Changement dans l'environnement	Période de récupération naturelle
extinction d'espèces	en permanence
pertes - paysage ou patrimoine	en permanence
perte de connaissances traditionnelles	en permanence
épuisement de combustibles fossiles	en permanence
épuisement de minéraux	en permanence
changement climatique	en permanence
compactage de formations aquifères	en permanence
désertification	en permanence? (plantation d'arbres?)
contamination par déchets radioactifs	10^5 - 10^7 ans (Pu239, U238, demie-vies)
contamination par produits chimiques toxiques	10 - 10^6 ? ans
perte de sol	10^2 - 10^4 ans au mieux
déboisement	10^2 ans - en permanence
épuisement de l'ozone	10^2 (vies des CFC)
épuisement de nappes phréatiques	10 ans - ?
acidification, perte d'éléments nutritifs	?
salification	?
perte d'habitats	en fonction de l'habitat

Tableau 1. Torts environnementaux irréversibles

[1] Le Groupe de travail national sur l'environnement et l'économie a été créé afin de trouver la meilleure façon d'harmoniser le développement économique et le développement durable. Le Groupe, qui relève directement du premier ministre, est un organisme indépendant composé de personnes influentes des gouvernements, du monde des affaires, du domaine scientifique ainsi que des secteurs de la politique stratégique et de l'intérêt public. Contrairement à bien d'autres organisations qui réunissent des personnes ou des entreprises qui ont des intérêts communs, le Groupe réunit des secteurs traditionnellement concurrentiels. Plutôt que d'élaborer ou de gérer des programmes à lui, le GTNEE essaie d'atteindre ses buts en encourageant les idées novatrices et le partenariat par lesquels on arrive à concilier l'environnement et l'économie, à fournir des conseils sur le développement durable et aider à bâtir une base de consensus sur ce qui doit être changé.

la récupération naturelle de la ressource puisse avoir lieu n'est même plus techniquement réalisable. Dans certains cas, le dépassement d'un tel stade critique entraîne une perte permanente pour l'environnement; dans d'autres cas, il entraîne une interruption jusqu'à ce que Les seuils d'instabilité écologique peuvent être très loin de l'épuisement effectif de la ressource. On trouvera au tableau 1 certains changements irréversibles de l'environnement, leur degré de permanence ou la possibilité d'une récupération naturelle sur une période indiquée.

Conscients de tels torts irréversibles, la plupart des économistes reconnaissent que les pouvoirs publics doivent énoncer des normes minimales de sécurité et prendre des mesures pour voir à ce que ces normes soient respectées. Des normes minimales de sécurité offrent des repères précieux pour les évaluations des impacts environnementaux et pour les autres types de planification de l'environnement.

Aux points de vue conceptuel et pratique, le type le plus simple de normes minimales de sécurité est celui des normes que l'on peut appliquer partout. Par exemple, il est possible et souhaitable d'éviter entièrement les risques que présentent pour les humains ou l'environnement les produits chimiques toxiques à l'action persistante (politique de «dégagements nuls»). Il est toutefois impossible de consommer des combustibles fossiles sans les épuiser, et il est très difficile de préserver l'environnement et le patrimoine que nous voudrions sauvegarder. La destruction irréversible des ressources présente des problèmes d'évaluation particuliers que les économistes ont essayé de résoudre par le recours à des notions comme les valeurs d'«option», de «quasi-option», de «legs» et d'«existence» (Arrow et Fisher 1974; Knetsch et Fisher 1974; Fisher et Krutilla 1974, 1985; Krutilla et Fisher 1975; Freeman 1984, 1985b, 1986; Walsh et coll. 1984; Pearce 1987a).

Stratégies de conservation et de restauration

À l'intérieur d'une gamme de ressources écologiques, il y a donc un choix social inévitable des ressources à conserver et de la quantité à conserver. En outre, ce n'est pas seulement la quantité totale de ressources qui est importante, mais aussi leur répartition géographique. Par conséquent, il faut des stratégies et des plans de conservation coordonnés et cohérents à tous les niveaux géographiques : local, régional, national, continental et mondial (Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources 1980; Environment Council of Alberta 1986; Conseil de la conservation de l'Ontario 1986; Pollard et McKechnie 1986; Société canadienne des biologistes de l'environnement 1987). Les stratégies de conservation exigent des gouvernements qu'ils prennent l'initiative et qu'ils ne se contentent pas de réagir aux problèmes à mesure qu'ils se posent.

Les stratégies de conservation devraient aussi être coordonnées avec les stratégies de l'énergie qui nous accompagneront au-delà de l'épuisement imminent des combustibles fossiles ou de la consommation limitée qu'il faut en faire pour prévenir des changements climatiques mondiaux. (Au sujet de la nécessité des stratégies de conservation et de développement à l'échelle locale, voir par exemple Hall 1984; Ruskin 1986; Laitner 1987). Bien qu'il y ait eu certaines tentatives d'élaborer des stratégies de conservation aux niveaux régional, national et mondial, il est difficile de les qualifier de «coordonnées et cohérentes». Il ne semble pas y avoir de principes généralement reconnus sur la nature et la quantité des ressources à conserver. Les principes écologiques (dont la reconnaissance des torts irréversibles dont nous avons fait état) devraient constituer ici les critères de base, et la science économique devrait contribuer à résoudre les questions en suspens. Les stratégies de conservation devraient chercher à maintenir ou accroître la dotation en «capital naturel» (Pearce, Markandya et Barbier 1989; Pearce et Turner 1990), la valeur des ressources et la productivité écologique de l'environnement.

Il sera particulièrement important que ces principes soient clairs lorsque la conservation dépassera, comme cela est souhaitable, la simple protection des ressources pour s'engager dans la restauration de l'environnement. Par exemple, la nouvelle Politique de gestion des habitats du poisson du ministère des Pêches et Océans prévoit l'**accroissement** net des habitats du poisson au Canada, ce qui exige de dépasser la simple protection des habitats existants. Pour décider des montants à investir dans la création de nouveaux habitats, des types d'habitats et de leur emplacement, il faut des analyses économico-écologiques communes.

Planification intégrée des ressources

L'étape qui fait suite aux stratégies de conservation et de restauration est la planification intégrée des ressources. Il ne s'agit pas ici simplement de conserver un stock de ressources, mais plutôt de trouver le moyen de mettre en valeur des ressources afin d'obtenir les plus grands avantages nets possible de façon durable, compte tenu de l'interdépendance écologique entre les ressources. La planification intégrée des ressources peut comprendre la planification de l'occupation des sols ainsi que

la planification de l'utilisation d'autres ressources. Parmi ces ressources, les ressources en copropriété sont implicitement évaluées dans le cadre du processus de planification intégré des ressources, tandis que leur valeur pourrait être négligée ailleurs.

On s'intéresse de plus en plus aux dispositions institutionnelles de conservation et de gestion des ressources en copropriété (Ruskin 1986). C'est là l'objet des travaux du Common Property Resource Management Network (qui est dirigé par C.F. Runge, professeur à l'Université du Minnesota) et qui compte maintenant plus de 2 000 membres dans le monde. On réalise aussi au Canada des expériences portant sur des méthodes de planification intégrée des ressources.

Évaluation des impacts environnementaux

Sur le plan économique, l'évaluation des impacts environnementaux constitue un moyen de prévoir et d'empêcher les retombées générées par un projet avant le début de celui-ci. L'ÉIE sera fortement favorisée par l'élaboration de stratégies de conservation et de plans intégrés de ressources. Une grande difficulté des ÉIE a toujours été que les impacts et les coûts environnementaux doivent toujours être évalués «à partir de zéro» à l'intérieur des délais et des budgets très limités consacrés aux évaluations.

Comme nous l'avons déjà laissé entendre, les projets proposés ne peuvent être bien évalués que par rapport à d'autres projets possibles, car, en fin de compte, la mesure appropriée des coûts d'un projet est ce que l'on appelle son «coût d'option», c'est-à-dire les avantages nets qu'il empêche de réaliser dans le cadre d'autres projets ou d'autres réalisations.

Pour illustrer le concept du coût d'option, prenons le cas d'un projet de construction d'une piste d'atterrissage qui empiéterait sur un marécage. On pourrait estimer que les avantages attendus de la piste excèdent de beaucoup les avantages attribués aux agréments et aux fonctions du marécage. Par conséquent, on suppose souvent à tort que les «valeurs environnementales» représentées par le marécage doivent toujours «être perdantes» contre les «valeurs de développement» représentées par la piste. Mais même si, dans une évaluation quelconque, les avantages de la piste (par rapport à ses coûts de construction et d'entretien) semblent excéder l'ensemble des avantages attribués au marécage, la question économique ne s'arrête pas là. En effet, les coûts réels économiques de la piste comprennent aussi le coût d'option associé à l'empiétement sur le marécage - c'est-à-dire **tous les avantages possibles du marécage auxquels il faudrait renoncer**. Ainsi, il faut aussi se demander s'il n'y pas moyen d'abaisser le coût d'option et d'accroître les avantages nets, par exemple en installant la piste dans un autre endroit où la perte des valeurs environnementales serait moins grande.

L'applicabilité du concept du coût d'option d'un projet a été démontrée dans plusieurs études résumées par Krutilla et Fischer (1975); ce concept a aussi été appliqué à des projets comme la construction de pipelines par des économistes au Canada et aux États-Unis. De même, il faudrait évaluer les ressources consommées par un projet et les agréments qu'il procure sur le plan du «coût d'option marginal» (Pearce et Markandya 1989a), où «marginal» dans ce contexte signifie le taux d'accroissement des coûts pour des accroissements du taux de consommation.

Avec des stratégies de conservation et des plans intégrés des ressources déjà en place, le coût d'option associé aux impacts environnementaux d'un projet à l'étude dans le cadre d'une évaluation des impacts sera beaucoup plus clair. Les ressources auront déjà été «affectées» dans ces stratégies et ces plans préexistants, de telle façon que les effets environnementaux d'un nouveau projet seront évidents.

Les stratégies de conservation et les plans intégrés des ressources permettent aussi de s'attaquer à un problème particulièrement contrariant pour les évaluations des impacts environnementaux, c'est-à-dire les impacts cumulatifs. La pratique en matière de stratégies et de plans permettra de savoir quelles mesures de gestion sont nécessaires pour maintenir un niveau donné de productivité de l'environnement et des ressources et, par conséquent, quelle intensification de ces mesures peut être nécessaire, et à quel coût, pour compenser les impacts additionnels.

Évaluation de la technologie

L'évaluation de la technologie porte essentiellement sur les impacts environnementaux et sociaux de chacune des technologies et des pratiques habituelles, tandis que l'évaluation des impacts environnementaux consiste en un examen des impacts de projets entiers. Par exemple, on pourra réaliser une évaluation de la technologie de l'ensemble des impacts environnementaux d'un produit chimique pendant sa durée de vie entière : fabrication, entreposage, transport, utilisation et effets environnementaux. L'évaluation de la technologie devrait permettre de tenir compte des impacts environnementaux des produits pendant leur cycle de vie lors de leur conception et de leur commercialisation et, de préférence,

de voir à ce que les produits soient conçus en vue d'être facilement recyclés. Lorsque la même technologie peut être utilisée dans de nombreux projets, une évaluation générale de cette technologie peut contribuer à la rapidité et à la qualité des évaluations des impacts environnementaux des projets.

Les évaluations de la technologie sont aussi particulièrement pertinentes à l'égard des impacts cumulatifs. Par exemple, on peut réaliser des évaluations de la technologie portant sur les effets environnementaux d'un type de matériel ou de pratique agricole pour la conservation des sols, ou d'un type de matériel ou de pratique sylvicole pour le reboisement. L'évaluation de la technologie peut aussi porter sur les effets sociaux comme l'emploi, les compétences et la distribution des richesses.

Stratégies en recherche et développement

Sur les quelque 800 millions de dollars de financement public annuel total consacré à la R D au Canada de 1975 à 1980 (en dollars US constants de 1975), seulement 12 à 14 millions de dollars (c.-à-d. 1,5 % à 1,75 %) étaient consacrés à la «protection de l'environnement» (OCDE 1985d). Toutefois, ces chiffres ne comprennent pas une moyenne d'environ 175 millions de dollars par an pour l'«agriculture, les forêts et la pêche», d'environ 80 millions de dollars par an pour «la production et l'utilisation rationnelle de l'énergie», de 4 millions de dollars par an pour «l'urbanisme et l'aménagement rural» et de 44 millions de dollars par an pour «la terre et l'atmosphère», soit un total d'environ 300 millions de dollars, dont une somme inconnue peut avoir contribué à la conservation de l'environnement (OCDE 1985d). En tout cas, il sera d'autant plus facile à l'avenir de répondre aux préoccupations environnementales que l'on se sera assuré que ces travaux de R D et tous les travaux de R D actuels tiennent compte des facteurs de l'environnement et des ressources. Amir propose des mesures de l'interdisciplinarité des programmes de recherche (1985) et des changements dans l'organisation de la recherche (1987) qui pourraient aider à promouvoir une plus grande sensibilisation à ces facteurs.

Kapp (1983) soutient que *chaque discussion sérieuse sur la crise actuelle de l'environnement mène tôt ou tard à la question de la possibilité de mettre au point et de lancer de nouvelles technologies* (traduction). Le Conseil des sciences du Canada a aussi mis l'accent sur ces thèmes (Conseil des sciences du Canada 1977; Schrecker 1983). Une bonne partie de la confrontation actuelle entre les industries et les environnementalistes pourrait être orientée de façon plus productive vers ce genre de «discussion sérieuse». De façon plus générale, étant donné l'effort majeur et soutenu qui sera nécessaire, les industries, les environnementalistes et les pouvoirs publics devraient négocier des plans et des engagements mutuels sur la façon dont le développement économique sera réorienté pour être durable, et sur l'échéancier de ces plans et engagements.

Cadre pour une économie durable au point de vue environnemental

Toutes les approches que nous venons de décrire ont émergé comme des réponses générales à des problèmes particuliers de gestion de l'environnement qui se posent régulièrement depuis vingt ans. Chaque approche vise d'une façon différente à s'attaquer aux dysfonctions de l'environnement causées par les systèmes économiques modernes. Néanmoins, on n'est pas encore entièrement conscient des aspects complémentaires (et des incohérences) de ces approches.

Si on veut que la science économique et les autres disciplines contribuent de façon utile au développement durable, il faut qu'elles offrent un cadre qui y soit propice. La science économique ne peut offrir ce cadre à elle seule, car la nécessité même de ce cadre provient des dysfonctions des économies reposant sur notre science économique actuelle, qui s'est concentrée essentiellement sur les marchés et qui a fait peu de cas des considérations institutionnelles plus vastes portant sur l'environnement (Bromley 1989). Néanmoins, nous avons besoin d'un cadre cohérent pour qu'une nouvelle science économique puisse y apporter sa contribution.

Nous devrions donc chercher à élaborer un cadre cohérent pour une économie durable sur le plan environnemental qui comprendrait les caractéristiques utiles de chacune des méthodes que nous avons décrites. Un tel cadre devrait aller encore plus loin et considérer comme des buts explicites la *remise en valeur durable* de notre environnement et de nos ressources (Regier et Baskerville 1986). Dans les régions où la détérioration écologique est clairement évidente, cet accent offre la plus grande perspective de garantir notre bien-être et celui des générations futures de façon équitable.

4. OUTILS DE PRÉVISION

Comme nous l'avons mentionné dans les chapitres précédents, les principales écoles de la théorie économique contemporaine s'intéressent presque exclusivement à l'économie 1 - l'économie de marché. On comprend moins les interactions de l'économie 1 à l'intérieur de l'économie 2, et encore moins les interactions des deux économies dans l'économie 3 - l'«économie globale» (Figure 1). En général, on comprend peu la façon dont l'économie 3 peut évoluer - c'est-à-dire la coévolution de l'environnement et de l'économie.

Néanmoins, les exercices analytiques du genre ÉIE, qu'ils s'appliquent à des projets ou à des politiques, dépendent en fin de compte des prévisions ou des attentes au sujet des conséquences possibles. Ces prévisions ne devraient pas considérer un seul scénario ou un nombre restreint de résultats, mais devraient explorer toutes les conséquences jugées possibles.

Dans la mesure où ces conséquences peuvent être économiques et environnementales, elles doivent être analysées séparément : celles du premier type à l'aide d'analyses économiques, et celles du deuxième type à l'aide de modèles biophysiques ou d'écosystème. Une autre approche pourrait consister à préciser les amplitudes des changements environnementaux jugés acceptables et à déterminer si le projet ou la politique risque de les dépasser. De même, on peut commencer par définir les objectifs environnementaux qu'on veut atteindre et déterminer dans quelle mesure un projet ou une politique va contribuer ou nuire à la réalisation de ces objectifs.

Même si on a pas encore d'outils complets pour faire des analyses intégrant pleinement l'environnement et l'économie, il y a d'assez bonnes possibilités de développement de tels outils en vue de certaines applications. Nous examinons dans le présent chapitre les possibilités d'élaboration de tels outils à partir des outils d'analyse économique actuels. Les outils actuels peuvent déjà servir dans les ÉIE, en particulier en ce qui concerne les composantes des impacts socio-économiques, mais leur utilité pourrait augmenter s'ils pouvaient aussi commencer à tenir compte des facteurs environnementaux.

Études d'interdépendance

En science économique, la préoccupation exclusive pour la production et la distribution de biens et services a détourné l'attention des *liens d'interdépendance* entre les économies et leurs environnements. Comme le montre la figure 1, les études d'interdépendance sont celles qui explorent les liens entre les éléments de l'économie politique (l'économie 2) qui passent par l'environnement et qui reviennent à l'économie politique. Dorcey (1984) propose quatre types d'analyses d'interdépendance *qui donneraient de plus en plus d'information mais, en même temps, seraient de plus en plus difficiles à réaliser :*

> *1. L'analyse des chaînes de conséquences matérielles et biologiques de l'élimination de résidus et de pratiques en matière d'utilisation des ressources, qu'elles soient apparentes, potentielles ou simplement possibles, dans certaines zones géographiques, en vue de déterminer quelles conséquences pourraient jouer un rôle dans l'activité économique ...*
>
> *2. L'analyse des effets matériels et biologiques qui influent sur les mouvements de trésorerie, soit en modifiant les prix des biens et services, soit en influant sur l'affectation des recettes fiscales ...*
>
> *3. L'analyse des boucles de rétroaction qui commencent par le rejet de résidus ou par une pratique en matière d'utilisation des ressources et qui ont par la suite un effet sur une ressource ou sur la santé humaine, effet qui a des ramifications économiques ...*
>
> *4. L'analyse de la vulnérabilité et de la résistance des systèmes économiques et écologiques à l'accroissement du rejet des résidus et aux changements dans les pratiques en matière d'utilisation des ressources ... (traduction)*

Ces analyses pourraient contribuer à divers degrés aux processus de négociation sur l'environnement et sur les ressources, et pourraient être employées dans la mesure où les parties intéressées reconnaissent les avantages nets qu'elles apportent à la négociation; Dorcey, 1986. D'autres méthodes pertinentes pour l'analyse des liens entre l'environnement et l'économie ont aussi récemment été recensées dans un rapport produit pour le Conseil consultatif canadien de l'environnement (Knowles 1986); nous traitons aussi de certaines de ces

autres méthodes ici.

Modèles économico-écologiques

On fait sans cesse des progrès dans l'intégration des modèles économiques et écologiques. Les premiers de ces modèles était des modèles «bioéconomiques» des ressources renouvelables, particulièrement des pêches, qui tiennent compte des effets contraires de la récolte et de la régénération naturelle des stocks. Wilen (1985) examine la théorie de ces modèles, tandis que Munro et Scott (1985) se penchent sur leurs applications aux pêches. Dans Charles (1988), on propose de modifier ces modèles à l'aide de nouvelles hypothèses de comportement et institutionnelles.

Bernstein (1981) esquisse une partie du potentiel plus large des modèles économico-écologiques pour les études environnementales. Braat et van Lierop (1986, 1987) ont récemment recensé et examiné une large gamme de modèles économico-écologiques et leurs applications pour l'Institut international pour l'analyse des systèmes appliqués. Van der Ploeg et coll. (1987) ont distingué cinq approches générales en matière de modèles économico-écologiques : l'«extension» des méthodes et des concepts existants, la bioéconomique, les modèles compartimentés, l'approche du cadre des systèmes et l'analyse générale des politiques en matière de ressources. Ils ont constaté que chaque approche présente des problèmes sous certains aspects.

Nombre de ces modèles portent principalement sur la dynamique écologique, avec une rigueur moindre dans l'analyse économique. Néanmoins, l'élaboration conjointe de tels modèles dans un cadre d'atelier s'est révélée très utile pour la collaboration interdisciplinaire entre les scientifiques et pour la communication entre les parties intéressées dans la planification de l'environnement ou l'évaluation des impacts (Braat et van Lierop 1987). Des modèles élaborés en atelier peuvent être utilisés pour vérifier divers scénarios comme dans l'évaluation et la gestion de l'environnement avec rétroaction (Holling 1978; ESSA 1982; Jones et Greig 1985; Regier 1985) ou peuvent être utilisés dans des techniques de jeux opérationnels ou des «exercices d'élaboration de politiques» (Clark et Munn 1986).

Isard (1972) a fait l'une des premières démonstrations de l'intégration de l'analyse économique et écologique appliquée à la conception et à la détermination de l'emplacement d'une marina, en tenant compte des avantages et des coûts économiques, y compris la perte de productivité écologique dans un estuaire. Les méthodes d'évaluation mises au point par Kahn et Kemp (1985) pour un écosystème estuarien marquent une amélioration dans le raffinement économique.

Nijkamp et Delft (1977), Nijkamp (1980), Nijkamp et Spronk (1981), Lakshmanan et Nijkamp (1983), Hafkamp (1984) et Hafkamp et Nijkamp (1984a, 1984b) ont proposé des méthodes d'analyse qui considèrent l'environnement et l'économie comme des «couches» différentes (qui comprennent aussi parfois d'autres couches pour l'énergie ou l'emploi, par exemple) en un modèle global.

Hufschmidt et coll. (1983) et Carpenter et Dixon (1985) traitent d'une vaste gamme d'approches visant à inclure des analyses environnementales et écologiques dans la planification des projets, dans le cadre d'une analyse coûts-avantages.

Bien qu'il n'aborde pas une évaluation économique explicite, de Groot (1986, 1987) traite d'une approche de l'évaluation des impacts environnementaux fondée sur les «fonctions» environnementales, approche qui vient compléter de façon utile des approches basées sur les «composantes de l'écosystème auxquelles on attache de la valeur» (Beanlands et Duinker 1983).

La recherche dans ce domaine est favorisée par la création récente de l'International Society for Ecological Economics (personne-ressource : R. Costanza, professeur au Center for Environmental and Estuarine Studies, Université du Maryland), et son nouveau journal Ecological Economics, qui a commencé à paraître en 1988.

Modèles d'intrants-extrants et d'équilibre des matériaux

L'analyse intrants-extrants a été mise au point initialement pour tracer les flux de produits entre les industries et les secteurs de l'économie, mais le principal auteur moderne de cette approche a aussi perçu le potentiel qu'elle représentait dans l'évaluation des impacts environnementaux de l'industrie (Leontieff 1970). Si on suppose qu'à chaque unité d'un flux inter-industriel est associé un certain niveau de résidus, il est alors possible de déterminer les changements dans les résidus que l'on peut attendre des changements dans la production économique ou dans la structure économique. Emmett (1975) a réalisé une bonne revue de certaines des premières applications environnementales de l'analyse intrants-extrants. (voir aussi Lonergan and Cockin 1985).

Les modèles d'intrants-extrants en matière d'environnement n'ont pas évolué beaucoup au cours de

la dernière décennie. Les raisons n'en sont pas claires, mais elles peuvent être liées à l'attention insuffisante accordée à l'intégration de ces premières analyses dans la prise de décisions effective en matière d'économie et d'environnement. Les avantages pratiques de ces analyses n'étaient donc pas aussi clairs pour les administrateurs que leurs coûts importants. Dans sa revue, Emmett (1975) conclut ce qui suit :

> *[u]ne question importante est la pertinence du cadre des intrants-extrants pour traiter les interrelations écologiques. Compte tenu des nombreuses non-linéarités et des nombreux seuils que l'on trouve dans les interactions écologiques, on peut penser que certains rapports ne peuvent pas être adaptés au cadre linéaire et doivent être étudiés en dehors du modèle ... Il faut comparer le caractère complet de l'analyse intrants-extrants ainsi que la compréhension que celle-ci offre des interactions économico-écologiques avec le caractère restreint des hypothèses fondamentales du modèle. Il est cependant impossible de faire une évaluation finale de façon uniquement théorique. La valeur de ces modèles comme outils d'analyse et de prédiction ne peut être établie qu'avec le temps.* (traduction)

Récemment, toutefois, cette approche a été appliquée à l'échelle nationale en Norvège (Forsund 1985). Victor (1972) traite de certaines difficultés d'application de la méthode au Canada et en Grande-Bretagne, et il a démontré qu'elle est applicable à de nombreux projets, particulièrement en Ontario (VHB Research and Consulting, Toronto).

Isard (1972) a employé une sorte d'analyse intrants-extrants étendue qui comprenait des compartiments environnementaux ainsi que des industries, pour son étude que nous avons citée. Isard a aussi indiqué comment appliquer cette approche dans un contexte régional, tout comme Johnson et Bennett (1979, 1981).

À peu près au même moment où Leontieff proposait l'analyse intrants-extrants pour l'évaluation des résidus, Ayres et Kneese, 1969, (voir aussi Kneese, Ayres et d'Arge 1970) et, ensuite, Kneese et Bower (1979) mettaient au point une méthode similaire d'«équilibre des matériaux», basée explicitement sur la conservation de la masse des matériaux lorsqu'ils passent par le processus économique. Cette approche a aussi été appliquée à l'échelle régionale (James 1985), et peut facilement être utilisée de concert avec des modèles de systèmes naturels (Basta et Bower 1982).

Whitney (1985), quant à lui, parle de l'application possible de ces approches à l'ÉIE au Canada.

Modèles économétriques et modèles de simulation socio-économique

Les modèles économétriques permettent d'étudier les conséquences de l'épargne et de l'investissement dans divers secteurs de l'économie sur la production, l'emploi, les revenus et d'autres agrégats économiques. Ces modèles permettent donc de vérifier les conséquences du recours à diverses politiques économiques. Beaucoup de modèles de ce genre ont été élaborés au Canada et ailleurs. Nous n'allons considérer ici que quelques-uns des efforts faits récemment pour utiliser ces modèles dans le but d'examiner les conséquences des politiques environnementales.

Hueting (1987) fait état des résultats de l'utilisation de modèles économétriques non pas selon l'approche habituelle ayant pour but d'élaborer des stratégies visant à maximiser la croissance économique, mais plutôt pour simuler les résultats d'*un scénario économique qui donne la grande priorité à la sauvegarde de l'environnement* (traduction). On a constaté que même si elles limitaient la croissance de la production matérielle, des mesures rigoureuses de conservation de l'environnement et de l'énergie pouvaient créer des emplois et produire une distribution plus équitable des revenus.

Informetrica Limited a récemment utilisé son grand modèle économétrique désagrégé de l'économie canadienne pour examiner les conséquences économiques (entendre les conséquences sur le PIB) d'un durcissement des politiques environnementales (Sonnen 1989). Dans un des cas, on prévoit des gains de productivité dans le secteur agricole et dans le secteur forestier.

Au Canada, un outil de simulation socio-économique et de vérification des scénarios a été élaboré par la Division de l'analyse structurelle de Statistique Canada sous la forme du Système cadre socio-économique des ressources naturelles (SSERN). Le SSERN est basé sur une série d'équations comptables mettant en rapport les stocks et les flux de personnes, de capitaux, de ressources, etc. (McInnis, 1984a, 1984b; Gault et coll. 1987). Les utilisateurs du SSERN peuvent vérifier les effets des politiques sur la dynamique de diverses «tensions» dans le système cadre sur des horizons temporels de 20 à 50 ans, entre les personnes et l'emploi, par exemple, ou

les personnes et le stock de logements. Diverses études de faisabilité ont été réalisées pour intégrer des facteurs environnementaux au SSERN, y compris un système national de simulation de la pollution résiduelle (Bunnell et coll. 1986). La structure géographique a aussi été intégrée dans le SSERN afin d'étudier des scénarios à l'échelle régionale et à l'échelle des bassins hydrauliques, ainsi qu'à l'échelle nationale. En principe, le SSERN pourrait offrir un outil plus souple d'étude des scénarios du type qui ont été mis à l'essai dans les études économétriques hollandaises dont nous avons fait mention plus haut.

L'approche du modèle d'analyse socio-économique de base du SSERN est maintenant appliquée de façon plus générale par ceux qui l'ont élaboré (ROBBERT Associates, Ottawa). Des chercheurs à l'Université de Waterloo (sous la direction de John Robinson, George Francis et Sally Lerner) travaillent actuellement avec les gens qui ont élaboré le SSERN pour analyser différents scénarios de développement durable au Canada au cours des cinquante prochaines années.

Pinfold (1987) se penche sur l'utilité d'autres modèles économiques canadiens à grande échelle pour l'évaluation des impacts socio-économiques.

5. OUTILS D'ÉVALUATION

En analyse économique, il est parfois difficile de faire la distinction entre les méthodes orientées vers les prévisions et les méthodes visant plus explicitement l'évaluation. La plupart des outils analysés dans le chapitre précédent sont consacrés aux prévisions. Dans le présent chapitre, nous considérons des méthodes, dont les fondements théoriques trouvent leur origine dans l'économie du bien-être, qui sont plus explicitement consacrées à l'évaluation des changements du bien-être économique par rapport à une situation donnée. Ces méthodes sont considérées ici sous les rubriques «estimation des avantages et des dommages», qui est habituellement appliquée aux politiques globales ou aux résultats globaux, et «analyse coûts-avantages» (appelée aussi parfois analyse avantages-coûts), qui est habituellement appliquée aux projets ou aux programmes individuels.

Estimation des avantages et des dommages

Plusieurs organisations, particulièrement la Environmental Protection Agency et Resources for the Future, aux États-Unis, ont entrepris des efforts majeurs au cours des dernières années pour estimer sur le plan monétaire les **avantages** nationaux et régionaux des politiques en matière d'environnement, particulièrement des stratégies de lutte contre la pollution. Dewees (1980), Feenberg et Mills (1980), Freeman (1979, 1985a), Hershaft (1978), Johannson (1987), Kneese (1984), Maler (1971), McMillan (1975, 1980), OCDE (1978, 1985c), Pearce et Markandya, 1989b; Roberts et Sievering (1977) et Schulze et coll. (1985) ont proposé des méthodes d'évaluation des avantages, qui reposent généralement sur des concepts d'équilibre économique partiel. En particulier, Kneese (1984) énumère 18 rapports d'évaluation détaillés des avantages produits pour l'Environmental Protection Agency, et près de 200 autres publications liées à la théorie et à la pratique de l'évaluation des avantages. L'OCDE a aussi un nouveau rapport sur l'évaluation des avantages (Pearce et Markandya, 1989b). Certaines études (OCDE 1985c; Ostro 1980; Peskin et coll. 1981; Rose 1983; Ehrlich et coll. 1985) portent sur des variables macro-économiques comme la croissance et l'inflation, ainsi que les avantages globaux.

En complément des méthodes d'estimation des avantages, diverses méthodes ont été appliquées en matière d'estimation économique des **dommages** à l'environnement, particulièrement des dommages directs de la pollution. Gregory et McDaniels (1987), Knetsch (1984), Maler et Wyzga (1976) et Pearce (1978) se sont penchés sur l'aspect théorique de l'estimation des dommages. Des études appliquées ont permis d'estimer les dommages économiques des déversements accidentels de pétrole (Grigalunas et coll. 1986; Federal Register 1987), de la pollution terrestre sur les écosystèmes côtiers (Kahn et Kemp 1985; Kahn 1987) et des précipitations acides sur le secteur aquatique canadien (Forster 1985), sur les forêts (Crocker et Forster 1986) et, de façon préliminaire, sur l'agriculture (Forster 1987a), par exemple.

Les économistes ont utilisé diverses méthodes pour estimer les effets épidémiques de la pollution de l'air et de l'eau, en commençant par les travaux de Lave et Seskin (1971). Ces études ne visent pas toujours à quantifier les coûts monétaires de la mortalité et de la morbidité, bien que les coûts des soins pour y remédier sont souvent inclus. Dans un examen récent du recours de la Environmental Protection Agency des États-Unis à l'analyse coûts-avantages partiellement quantifiée dans l'élaboration des règlements, dans le cadre de son processus d'analyse des impacts de la réglementation, on a constaté qu'une telle analyse était utile pour guider l'élaboration de la réglementation, proposer de nouvelles options, éliminer certaines options, corriger les options et appuyer les décisions (U.S. Environmental Protection Agency 1987).

Analyse coûts-avantages

L'analyse coûts-avantages (ACA) est une méthode élaborée au cours des cinquante dernières années pour évaluer les conséquences socio-économiques relatives globales des projets. Elle peut aussi être employée pour évaluer des politiques ou des programmes. Afin de simplifier, toutefois, nous faisons ici allusion aux «projets», bien que la plus grande partie de ce qui est dit peut être généralisé aux programmes et aux politiques. Ce domaine d'application fait que l'ACA convient particulièrement bien à l'évaluation environnementale, et les résultats de toute analyse intégrant la science économique et l'évaluation environnementale ne devraient pas trop différer des résultats des applications de l'ACA à l'évaluation environnementale.

L'ACA comporte les mêmes points forts et les mêmes points faibles que les méthodes prenant un point de vue économique sur l'environnement, comme on l'a vu dans les chapitres précédents. Il est donc particulièrement

important de déterminer où l'ACA peut aider à clarifier les choses et où elle peut, au contraire, les embrouiller quand il s'agit de prendre des décisions sur des questions environnementales.

La méthode de l'ACA consiste à prédire, dans la mesure du possible, toutes les conséquences de diverses options de projet, et à évaluer ces conséquences sur le plan économique (monétaire) en tant qu'avantages et coûts.

Ainsi, la meilleure option sur le plan économique est celle qui donne les avantages nets les plus grands (les avantages totaux moins les coûts totaux). Les références générales sur l'ACA sont nombreuses, et incluent des ouvrages généraux (par ex. Pearce 1983) et des guides officiels (par ex. Conseil du Trésor du Canada 1976).

L'argument décisif en faveur de l'analyse coûts-avantages est que, dans une logique où on recherche des moyens pour réaliser des fins qui ne sont pas mises en cause, cette analyse constitue la seule façon rationnelle d'agir. En ces termes, nous semblons faire face au choix entre «l'analyse coûts-avantages ou le chaos» (Schrecker 1984).

On peut soulever, au sujet de l'application de l'analyse coûts-avantages, deux types de défis, particulièrement dans les situations qui touchent à l'environnement :

- Les défis du premier type concernent les difficultés pratiques et les controverses dans l'application technique de l'analyse coûts-avantages, habituellement en matière de prédiction et d'évaluation de certains types de conséquences (particulièrement les conséquences environnementales). Le recours ultime face à ces défis est que, peu importe la gravité de ces difficultés pratiques, si l'analyse coûts-avantages est la seule façon rationnelle d'agir, nous ne pouvons que travailler à les surmonter de la meilleure façon possible. S'il y a des difficultés de **prédiction**, nous pouvons les résoudre par de meilleurs modèles et les méthodes biophysiques comme ceux dont nous avons parlé au chapitre précédent. Nous accorderons plus d'attention aux problèmes d'**évaluation** de l'analyse coûts-avantages dans la présente section.

- Le deuxième type de défi qui se pose en analyse coûts-avantages, et que nous étudierons dans la prochaine section, concerne le concept de rationalité contenu implicitement dans ses hypothèses de procédure. Dans la procédure que constitue l'analyse coûts-avantages, nous faisons l'hypothèse que la meilleure façon d'articuler l'analyse et les choix sociaux consiste à le faire dans l'optique de l'objectivité supposée d'un observateur détaché qui applique la méthode de l'analyse coûts-avantages. En d'autres termes, la rationalité de l'analyse coûts-avantages est une espèce de rationalité autonome distincte du contexte social auquel elle s'applique. S'il existe un autre type de **rationalité sociale**, ou une rationalité sociale plus large, on pourrait considérer comme plus rationnelles des procédures autres ou augmentées.

Même à l'intérieur de ses propres modalités de prédiction et d'évaluation, la pratique effective de l'analyse coûts-avantages dans des cas mettant en cause l'environnement peut être contestée sous plusieurs aspects :

1. L'analyse coûts-avantages est basée sur le même «système comptable» que nous avons déjà critiqué. On peut essayer d'y intégrer des «prix fictifs» pour les biens qui n'ont pas de valeur marchande, mais, en pratique, les analystes ont beaucoup de liberté pour déterminer s'il faut inclure de tels biens et, le cas échéant, pour déterminer quels biens évaluer et comment les évaluer. Bien que les économistes puissent favoriser la réduction de ce degré de liberté et vouloir uniformiser l'ACA, il ne semble pas y avoir de tendance dans cette direction.

2. L'analyse coûts-avantages donne la primauté à une notion d'«efficacité» qui devrait constituer, aux yeux de nombreuses personnes, l'un des objectifs sociaux les moins importants et figurer dans une «fonction sociale de bien-être» à des fins d'élaboration de politiques publiques (Bromley 1989). Par exemple, l'analyse coûts-avantages ne tient habituellement pas compte de la répartition des coûts et des avantages entre les membres de la société, bien que de nombreuses personnes considèrent qu'une répartition équitable constitue un objectif important (Nash et Pearce 1975). Bien que des méthodes aient été proposées et utilisées pour incorporer des considérations d'équité dans l'analyse coûts-avantages (Pearce 1983), elles ne sont pas couramment utilisées à l'heure actuelle.

3. En outre, l'analyse coûts-avantages est habituel-

lement basée sur la simple «efficacité statique» où l'on suppose que les technologies ne changent pas. Elle ne tient habituellement pas compte de l'«efficacité dynamique» où de nouvelles technologies peuvent apparaître, ou même être encouragées ou entraînées. Au sujet des effets de la réglementation en matière d'environnement sur l'innovation technologique, voir U.S. National Science Foundation (1983).

4. L'analyse coûts-avantages et l'évaluation des risques ne permettent pas d'obtenir de bons résultats lorsqu'il y a incertitude, particulièrement dans les cas où il n'existe pas de relevé statistique des événements à partir duquel on puisse établir des probabilités objectives. C'est souvent le cas des nouvelles technologies auxquelles sont associées des probabilités faibles (mais inconnues) d'événements entraînant des dommages importants (par ex., les centrales nucléaires). Dans de tels cas, l'évaluation doit généralement avoir recours à des probabilités subjectives. Les désaccords sur l'attribution de probabilités subjectives sont difficiles à résoudre.

5. L'analyse coûts-avantages ne permet pas d'obtenir de bons résultats en présence de torts irréversibles; des économistes ont cherché à mettre au point et à appliquer les concepts de valeurs d'option, de quasi-option, d'existence et de legs, mais on peut se demander si ces concepts permettent de révéler des valeurs pertinentes, particulièrement lorsque plusieurs des questions en cause sont également liées à l'équité entre les générations.

6. L'analyse coûts-avantages ne tient habituellement pas compte de l'équité entre les générations. Les tentatives de le faire au moyen de taux d'actualisation n'ont pas été satisfaisantes. L'analyse coûts-avantages classique peut tenir compte de l'«avantage psychique» pour la génération actuelle de ce qu'elle lègue aux générations futures, mais pas des avantages de ce legs pour les générations futures elles-mêmes.

7. L'analyse coûts-avantages ne permet pas de bien évaluer la mortalité et la morbidité. De nombreuses personnes rejettent l'idée selon laquelle la vie humaine peut être évaluée en argent. Nombre de personnes rejetteraient une offre de n'importe quelle somme d'argent en échange de leur vie, ou seraient contre l'idée d'imposer un risque sur la vie d'une personne sans son plein consentement. Les procédures d'analyse coûts-avantages proposées pour l'évaluation de la morbidité et de la mortalité ont donné des résultats très variables.

8. De façon plus générale, l'analyse coûts-avantages ne tient pas compte de la «sous-évaluation» (Kelman 1981) qui se produit lorsque l'on essaie d'attribuer des valeurs monétaires à des choses «sans prix», comme la vie humaine, d'importants objets culturels ou des sites naturels. Cela peut être une conséquence de la théorie qui veut, comme on le verra à la prochaine section, que ces choses sans prix, et d'autres, peuvent être évaluées différemment selon que l'on est un citoyen ordinaire ou un «consommateur» à la recherche de ses intérêts, comme le prétend la théorie économique (Sagoff 1988). D'une manière ou d'une autre, l'analyse coûts-avantages ne tient pas compte de la possibilité que les citoyens peuvent avoir raison de résister à l'idée selon laquelle on peut obtenir le «droit» de polluer à un certain prix, et choisissent plutôt de stigmatiser la pollution. Bien que cet opprobre puisse être inconfortable pour les pollueurs, il peut contribuer à rallier et à cristalliser la préoccupation sociale en matière de pollution et encourager l'élimination de la pollution à long terme.

9. La pratique courante de l'analyse coûts-avantages ne tient pas compte de la probabilité d'augmentations futures de la valeur des ressources et des agréments par rapport aux produits fabriqués (ou «secondaires»). Ces augmentations relatives peuvent se produire à cause de progrès techniques qui rendent les produits relativement moins chers que les ressources et les agréments, ou à cause de pertes cumulatives de l'offre de ressources et d'agréments, ou encore à cause d'augmentations de la demande de ressources et d'agréments. Des économistes se sont penchés sur ces problèmes (voir Krutilla 1967; Krutilla et Fisher 1975; Howe 1979), mais leurs analyses ne sont pas couramment appliquées dans la pratique actuelle de l'analyse coûts-avantages.

Comme nous l'avons indiqué, nombre de ces problèmes techniques peuvent avoir des solutions théoriques. De nombreux économistes croient qu'il est possible de modifier l'analyse coûts-avantages pour en faire un outil utile en planification de l'environnement, et travaillent à corriger certains de ces défauts (Dorfman 1985). Des progrès dans ce domaine sont évidents dans des travaux

comme ceux de Knetsch et Freeman (1979), Hufschmidt et coll. (1983) et James et Boer (1987). Néanmoins, une solution à un problème particulier peut ne s'appliquer qu'à une ou quelques analyses de «démonstration», et ne pas s'appliquer à la pratique quotidienne de l'analyse coûts-avantages, peut-être parce que les budgets que les administrateurs affectent à l'analyse coûts-avantages ne permettent habituellement pas une analyse plus perfectionnée, ni un examen approfondi.

Malgré les problèmes techniques qui peuvent subsister, de nombreux économistes pensent que l'analyse coûts-avantages constitue encore un outil utile, même dans des situations qui comportent des dimensions environnementales. En fait, certains économistes soutiennent avec raison que le plus grand risque pour l'environnement vient de l'inapplication ou de la mauvaise application de l'analyse coûts-avantages. Si celle-ci était appliquée à de grands projets (comme des projets de voie navigable et d'irrigation) et à de grandes politiques (comme les subventions de mise en valeur des terres), qui ont d'importantes conséquences pour l'environnement, nombre de ces projets et politiques pourraient échouer, même si on n'examine pas tous les coûts pour l'environnement. Krutilla et Fisher (1975) citent plusieurs cas de ce genre (voir aussi les publications du World Resources Institute).

Howe (1979) fait aussi allusion à des cas de mauvaise application de l'analyse coûts-avantages à cause *d'ingérence politique dans les méthodes d'analyse techniques* (soulignement de l'auteur) dans lesquelles, par exemple, la volonté de promouvoir certains types de projets a entraîné le Congrès des États-Unis *à inscrire dans la loi des méthodes incorrectes de mesures des avantages du transport par eau» et «a dicter l'utilisation de taux d'actualisation impropres à de nombreux projets fluviaux fédéraux.*

Lorsque l'on reconnaît que le projet ou la politique comporte de multiples critères qui sont difficiles à arbitrer à l'avance, une forme quelconque d'analyse à objectifs multiples (Nijkamp et van Delft 1977; Nijkamp et Spronk 1981; Nijkamp 1989) peut être plus révélatrice que l'analyse coûts-avantages. L'analyse à objectifs multiples est de plus en plus appliquée dans de nombreux pays, particulièrement en matière d'environnement. L'analyse à objectifs multiples permet d'étudier séparément les facteurs économiques et environnementaux, qui ne sont pondérés explicitement qu'à la fin du processus, par les décideurs.

En précisant des objectifs multiples, il devient plus facile de distinguer les problèmes «techniques» des problèmes d'évaluation (c.-à-d. les problèmes normatifs), par exemple l'arbitrage entre l'équité et l'efficacité, contrairement à l'analyse coûts-avantages, où on a tendance à brouiller de telles distinctions en cherchant à produire une mesure unique (l'avantage net) de la valeur du projet. Dans la mesure où l'on accepte le fait que l'évaluation de l'efficacité d'un projet ou d'une politique à réaliser un objectif donné peut être réduit à un problème technique, on peut confier de telles évaluations à du personnel technique. Il est alors plus justifié de plaider contre l'«ingérence politique» comme le fait Howe (1979) :

> *Il est clair que l'on doit permettre au personnel technique d'utiliser les meilleures méthodes scientifiques dans les évaluations à objectifs multiples des diverses options de politiques ou de projets. Par ailleurs, il faut exiger des organismes techniques ... qu'ils fassent des analyses objectives des impacts d'une politique ou d'un projet sur tous les objectifs nationaux. Les organismes deviennent souvent inféodés à des groupes d'intérêt particulier et présentent des analyses économiques, environnementales et sociales fortement biaisées aux décideurs. Les analyses coûts-avantages et les énoncés d'impacts environnementaux deviennent des moyens d'obscurcir les faits et de dissimuler les conséquences du projet. À moins que l'on exige des organismes qu'ils utilisent les méthodes scientifiques les plus appropriées et qu'on leur en donne les moyens, et à moins que la classe politique soit disposée à prendre des décisions en fonction de données non biaisées accessibles au public, les applications de l'analyse coûts-avantages, de l'analyse des impacts sociaux et des énoncés des impacts environnementaux constitueront un trompe-l'oeil.*

ACA et rationalité sociale

Ce que nous venons de dire nous mène à nous pencher de façon plus générale sur les considérations de procédure, compte tenu du contexte socio-administratif de l'analyse économique.

Comme nous l'avons mentionné dans la section précédente, l'analyse coûts-avantages est fondée sur l'hypothèse selon laquelle il est possible et même préférable d'évaluer les choix sociaux dans l'optique d'un observateur impartial qui applique la méthode de l'analyse coûts-avantages. Les modes d'analyse économique dont nous avons parlé au chapitre précédent supposent aussi l'optique d'un observateur impartial, mais ne posent pas immédiatement les mêmes problèmes, dans la mesure où elles visent à décrire et à prédire, plutôt qu'à évaluer, comme le fait l'analyse coûts-

avantages.

Cette idée de l'impartialité peut fausser le processus de l'analyse coûts-avantages lorsque se pose le problème, que nous avons déjà mentionné, de l'insuffisance de l'information (qui est coûteuse à obtenir). Comme la théorie économique, la plupart des applications de l'ACA supposent généralement une information parfaite de la part de l'analyste et des acteurs économiques. Lorsqu'il y a insuffisance d'information, une procédure faisant beaucoup plus appel à la participation peut être plus efficace (Maxwell et Randall 1989). Une telle participation permettrait aux analystes économiques, aux scientifiques et acteurs économiques de partager l'information, ce qui pourrait non seulement améliorer l'analyse, mais aussi entraîner directement un comportement plus informé et plus rationnel de la part des acteurs économiques eux-mêmes. Comme l'a fait remarquer Costanza (1990), *les gens sont très probablement loin d'être parfaitement informés sur la vraie contribution de l'écosystème à leur propre bien-être, et sont donc probablement incapables d'estimer directement la valeur des services de l'écosystème.* (traduction) Les scientifiques ont un rôle important à jouer sur ce plan. Ce n'est qu'avec un public informé que les économistes peuvent tirer des conclusions auxquelles ils peuvent donner une quelconque valeur de mandat public.

Quoiqu'il en soit, le problème peut dépasser de beaucoup la simple insuffisance d'information. Des acteurs économiques peuvent aussi avoir des valeurs conflictuelles et confuses. Comme la théorie économique, l'analyse coûts-avantages donne la primauté à la «souveraineté du consommateur» et accepte sans question les valeurs que des acteurs économiques expriment par leurs choix sur le marché. De telles valeurs peuvent être fortement influencées par la culture, la publicité et la commercialisation de masse, et peuvent entrer en conflit avec les valeurs de l'acteur comme citoyen et comme administrateur de l'environnement et des ressources «en copropriété» (Sagoff 1989).

Sagoff (1981) distingue les «valeurs individualistes», qui peuvent s'exprimer sur le marché, des «valeurs collectives», qui ne s'expriment habituellement pas sur le marché, mais plutôt par le biais du processus politique. L'analyse coûts-avantages et la théorie économique sont dans la tradition du libéralisme classique, qui rejetait toute idée de valeurs collectives, compte tenu de l'expérience historique selon laquelle on invoquait souvent de telles valeurs pour cacher des intérêts privés et de l'oppression. Mais cela n'exclut pas la possibilité logique qu'il puisse y avoir d'authentiques valeurs collectives, et que la réalisation de ces valeurs contribue à un aspect du bien-être des humains, tout comme la réalisation des valeurs individuelles contribue à un autre aspect. Bien que les avantages collectifs supplémentaires de certains biens (par ex., l'éducation) sont parfois pris en compte dans l'analyse coûts-avantages grâce à la notion de «biens titulaires», les biens environnementaux ont rarement, voire jamais, été ainsi pris en compte.

Du point de vue des environnementalistes, l'ACA peut sembler insatisfaisante parce que, en prenant les valeurs telles quelles, elle ne laisse pas beaucoup de place à l'éducation en matière d'environnement dans le processus de prise de décisions. Les environnementalistes savent depuis longtemps que la tâche de l'éducation en matière d'environnement consiste autant à faire changer les valeurs qu'à donner de l'information, et il faut pour cela concurrencer les promoteurs omniprésents de la consommation manifeste. En outre, l'analyse coûts-avantages exclut la possibilité que les valeurs elles-mêmes puissent être irrationnelles, à la fois dans le sens où elles sont conflictuelles et dans le sens où elles supposent des comportements en matière de production et de consommation qui ne sont pas durables au point de vue écologique.

Parce qu'elles doivent reconnaître que les valeurs ont des racines sociales et culturelles, les procédures de prise de décisions sociales devraient comprendre des modes de délibération pour résoudre ces conflits entre les valeurs individuelles et les valeurs collectives. Parmi les types de procédure dont nous avons parlé ici, la plus prometteuse pourrait être la participation large à l'élaboration et à l'application des stratégies de conservation. La participation du public est nécessaire pour assurer que le public a son mot à dire dans la mise en oeuvre de ces stratégies. Le soutien du public est généralement nécessaire aussi pour obliger les pouvoirs publics et leurs organismes à répondre de leur participation à la mise en oeuvre.

Des stratégies de conservation transformeraient graduellement la priorité économique pour favoriser le droit à des utilisations non destructrices et durables des ressources et défavoriser les droits à des utilisations destructrices et non durables des ressources. Comme changements institutionnels, ces stratégies seraient considérées comme des «réorientations des possibilités économiques» (Bromley 1989) qui maintiennent l'efficacité économique, tout en permettant de mieux respecter les valeurs environnementales.

La théorie économique propose deux mesures possibles de la valeur d'un droit :

- la **volonté de payer**, c'est-à-dire le montant maximum d'argent que les gens seraient prêts à payer pour obtenir le droit, et

- l'**indemnisation exigée**, c'est-à-dire la somme minimum d'argent qu'ils exigeraient pour renoncer au droit.

Dans l'analyse économique, on a généralement supposé que ces deux mesures sont équivalentes, ce qui fait que la répartition initiale des droits a généralement été considérée comme sans importance, aussi longtemps que les droits pouvaient être échangés librement. En particulier, l'analyse coûts-avantages a habituellement adopté les critères de la «volonté de payer» en pratique.

Malgré tout, on trouve beaucoup de données empiriques (Knetsch 1984; Knetsch et Sinden 1984) selon lesquelles l'indemnisation exigée peut être plusieurs fois plus grande que la volonté de payer dans des situations courantes (même en l'absence d'effets sur les revenus). Cet élément, si on l'ajoute à l'argument habituel au sujet des coûts de transaction (Coase 1960), donnerait à penser que l'attribution initiale des droits **importe**. En particulier, il importe que nous attribuions les droits pour des utilisations non destructrices et durables des ressources, ou pour des utilisations destructrices et non durables des ressources. À la question «qui devrait avoir les droits initiaux?», Krutilla et Fisher (1975) répondent de façon assez prudente : *La réponse n'est pas évidente, bien que l'on puisse probablement soutenir plus facilement qu'il faudrait accorder la priorité à l'utilisation non destructrice.* (traduction)

L'affectation initiale des droits peut aussi être fondée sur d'autres principes :

- l'**utilisation antérieure**, particulièrement dans les cas des peuples autochtones;

- l'**utilisation de subsistance**, par opposition à l'utilisation commerciale, ou

- l'**utilisation équitable**.

Il convient aussi de tenir compte des droits «implicites» et des responsabilités conformes aux normes de la collectivité, tout autant que des droits «explicites» conférés par des institutions juridiques (souvent extérieures) (Regier et Baskerville 1986). Certains droits peuvent même être considérés comme non transférables et inaliénables.

Nous ne pouvons pas explorer ici ces considérations. Nous en faisons état seulement pour démontrer que les questions de répartition des droits sont fondamentales pour les problèmes environnementaux et, pourtant, ils ne peuvent pas être résolus sans ambiguïté par l'analyse coûts-avantages.

La question de la répartition initiale des droits ne peut pas non plus être résolue par la négociation entre les parties en cause. Les partisans des négociations et de la médiation en matière d'environnement glissent parfois sur cette question. Néanmoins, dans les négociations également, les résultats dépendent des droits initiaux qui ont été (explicitement ou implicitement) accordés aux parties par les médiateurs et les parrains des négociations (Amy 1987). Si les partisans des droits de l'environnement considèrent que ces droits ne sont pas suffisamment reconnus par les autres parties, ils peuvent demander à la société extérieure son appui aux négociations. Même si des individus peuvent sortir gagnants et d'autres perdants d'une nouvelle répartition des droits, le système économique peut continuer de fonctionner quelle que soit la répartition des droits, malgré qu'il puisse être perturbé par les incertitudes qu'entraînent les possibilités de changements imprévisibles des droits. Une source majeure de ces incertitudes est l'énorme discrétion, voir l'arbitraire, des ministères et des organismes gouvernementaux.

Le fort soutien du public canadien à l'égard de la conservation de l'environnement (comme en font foi les sondages d'opinion publique) semble indiquer un soutien potentiel à un renforcement des droits de l'environnement, mais ces droits doivent être codifiés dans une charte des droits de l'environnement afin qu'ils soient efficaces dans les processus juridiques, administratifs et de négociations.

Si l'importance des droits, tant de substance que de procédure, est reconnue, la négociation peut contribuer de façon importante à la gestion de l'environnement. En effet, une bonne partie de la gestion de l'environnement se résume en pratique à la négociation dans tous les cas, que ce soit entre les ordres de gouvernement (dans un système fédéral), entre les pouvoirs publics et l'industrie ou entre tous ces acteurs et d'autres consommateurs de ressources (Dorcey 1986; Dorcey et Riek 1988). Si les pouvoirs publics représentent les intérêts du public et si toutes les parties reçoivent une information complète dans le processus, les résultats de la négociation ne peuvent être qu'efficaces (ou «optimaux au sens de Pareto») dans un sens économique. Ces conditions sont facilitées par l'adhésion à la «négociation respectueuse de certains principes convenus» (Dorcey 1984, 1986).

Alors, la négociation peut aussi permettre de dégager des solutions créatrices qui pourraient ne pas avoir été prévues à l'avance.

Par conséquent, lorsque la négociation est possible comme moyen de résolution des conflits en matière d'environnement et de ressources, il serait présomptueux et contre-indiqué d'appliquer l'analyse coûts-avantages pour essayer de deviner et d'anticiper les résultats efficaces que pourraient produire des négociations.

Tout en limitant l'application de l'analyse coûts-avantages dans les domaines de l'évaluation environnementale dans lesquels cette analyse est le moins utile, une approche de négociations pourrait encore faire appel à la théorie économique afin de déterminer les valeurs qui doivent être représentées dans le processus de négociation. Par exemple, il peut être nécessaire que des organismes gouvernementaux ou des «parties intéressées» nommées représentent les valeurs des non-utilisateurs (valeurs d'option et d'existence) ou (comme il a été proposé antérieurement) les valeurs des générations futures.

L'essentiel du problème bien entendu est de déterminer quelles devraient être les parties dans la négociation, et à partir de quelle répartition des droits elles devraient négocier.

Perspectives de l'analyse coûts-avantages

Cela dit, il y a des formes d'ACA modifiée qui peuvent être appliquées à bon escient à la gestion de l'environnement, et à l'ÉIE en particulier.

L'avantage irrésistible de l'approche de l'ACA, c'est qu'elle demande une minutie et beaucoup d'ordre pour tenir compte des valeurs en jeu pour toutes les personnes touchées par un projet ou une politique. La notion de coût d'option, si elle est bien comprise et bien appliquée, peut aussi faire beaucoup pour régler les conflits environnementaux possibles.

Il peut toujours subsister des désaccords sur la question de savoir si une ACA accorde l'importance qu'il faut ou le bon poids à une valeur particulière, mais au moins l'ACA fournit des critères généraux et clairs permettant de déterminer quelles valeurs doivent être considérées et quelles questions doivent être posées au sujet de la politique ou du projet proposé, de ses effets et des solutions de rechange.

Sans ces critères, des valeurs pertinentes peuvent être oubliées, comme dans le cas du mandat de la Commission d'évaluation environnementale relativement au Projet de raccordement dans le détroit de Northumberland. Dans son rapport (voir annexe sur les questions débordant le mandat de la Commission dans Barnes et coll. 1990), la Commission fait remarquer que

> *des gens ont déclaré qu'il aurait fallu tenir compte des coûts suivants dans le calcul des coûts réels d'un raccordement fixe : dédommagement des agriculteurs; dédommagement des employés [du service de traversiers] réduits au chômage; programme de développement communautaire pour ceux qui seraient touchés par la perte du [service de traversiers]; infrastructure routière; augmentation de la charge de travail des services provinciaux; dommages à payer en cas de sinistre environnemental, comme un déversement; prestation d'un service de rechange si le raccordement fixe devait suspendre ses opérations; dédommagement à court et à long terme des pêcheurs pour les pertes qu'ils auraient subies.*

Si l'ÉIE avait été faite dans le cadre d'une ACA, ces coûts n'auraient pas été oubliés.

Il peut exister certaines imprécisions sur ce qui peut constituer des coûts (ou des avantages) en ACA, particulièrement si on ne peut catégoriser les droits. Dans le cas qui nous intéresse, les coûts de dédommagement (le cas échéant) afférents à la perte de revenus des employés du service de traversiers dépendent de l'importance des obligations légales et morales que l'on reconnaît avoir envers les travailleurs mis à pied. Les imprécisions prennent une ampleur d'autant plus grande s'il y a des désaccords majeurs sur les droits aux terres et aux autres ressources. Cela peut également revêtir une certaine importance en ce qui a trait aux valeurs d'agrément et aux valeurs essentielles à la survie, pour lesquelles l'attribution de droits est souvent incomplète ou incertaine. En fait, on éprouve des problèmes de nature générale à évaluer ces droits étant donné que leur valeur n'est pas définie.

Quoiqu'il en soit, il peut être intéressant de voir jusqu'où on peut aller dans une ÉIE menée à l'intérieur du cadre d'une ACA sans devoir estimer les valeurs d'agrément et les valeurs essentielles à la survie (fonctions vitales) que l'ACA réussit moins bien à quantifier. Quand ces valeurs jouent un rôle crucial dans le résultat de l'évaluation, alors, comme on l'a déjà indiqué, il est préférable de s'écarter de l'ACA et d'utiliser la négociation et de cher-

cher à obtenir un consensus public et politique. Le recours à ces dernières méthodes est beaucoup plus défendable, quand ces valeurs sont en jeu, que l'utilisation de méthodes d'évaluation fondées sur l'ACA qui, si on se reporte à ce qui a été dit précédemment, doivent être considérées avec beaucoup de scepticisme dans de tels cas.

Quand elles sont menées de cette façon, les évaluations peuvent aider à produire des renseignements généraux sur les valeurs, qu'ils soient indiqués **explicitement** par les techniques d'ACA utilisées ou **implicitement** par les poids attribués manifestement dans la négociation ou l'examen public. Avec cette information sur les valeurs, on pourra être plus cohérent dans l'attribution des poids relatifs dans les ÉIE subséquentes et tenir compte de façon plus efficace de ces valeurs dans les ÉIE et la gestion de l'environnement en général. Cela vaut non seulement pour les valeurs environnementales, mais aussi pour les valeurs socio-économiques plus larges. Par exemple, beaucoup de projets sont entrepris en partie parce qu'on prévoit qu'ils vont créer de l'emploi; or, on se demande rarement si les valeurs attribuées implicitement de la sorte aux emplois sont uniformes d'un projet à l'autre, d'un programme à l'autre ou d'une politique à l'autre. En l'absence d'une telle uniformité, rien ne garantit que les emplois ainsi créés justifient leurs coûts économiques (et environnementaux).

Si l'on reconnaît que les valeurs défendues en ce moment peuvent encore ne pas bien tenir compte de l'apport de l'écosystème (en particulier des fonctions vitales) au bien-être (Costanza 1990), il faudra peut-être imposer d'autres contraintes aux analyses coûts-avantages et aux négociations, comme exiger qu'il n'y ait pas de perte nette de «capital naturel» (Pearce, Markandya et Barbier 1989; Pearce et Turner 1990; Costanza 1990).

Il s'agit là d'une des plus nouvelle et des plus astucieuse suggestion théorique voulant que l'ACA se transforme en un genre **d'évaluation de développement durable**. Cela dépend en grande partie des **systèmes comptables** qui seront conçus à l'intention du «capital naturel». En pratique, la conception de tels systèmes peut coïncider avec la formulation de stratégies détaillées de conservation de l'écosystème. On pourrait établir des normes minimales qui n'entraîneraient «aucune perte nette de capital naturel». Toute ACA ou ÉIE faite dans le cadre d'une stratégie de conservation poussée, comme il est préconisé ici, devrait par conséquent être entreprise en accord avec ce principe.

6. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Dans l'étude qui précède, nous avons proposé un cadre dont on peut tirer des conclusions dans plusieurs directions. Dans l'esprit de notre document, nous proposons à la discussion les conclusions et les recommandations suivantes, qui concernent particulièrement l'évaluation des impacts environnementaux. Comme nous l'avons dit précédemment, ce qui vaut pour les projets peut aussi être étendu aux programmes et aux politiques.

1. **La seule manière de réaliser correctement l'évaluation économique et environnementale d'un projet consiste à le comparer à d'autres projets possibles en fonction des ressources économiques et environnementales qu'ils exigent et de leur contribution globale à ce qu'on considère comme une économie régionale durable au point de vue environnemental**. Sur le plan économique, la mesure véritable du coût économique et environnemental d'un projet est son «coût d'option» : la valeur des avantages nets que l'on aurait pu obtenir en affectant aux meilleures autres utilisations possibles les ressources économiques et environnementales que nécessite le projet. Dans le cas des coûts environnementaux, souvent, ces meilleures autres utilisations possibles ne sont pas immédiatement apparentes : elles doivent être révélées par des stratégies globales de conservation et par des plans intégrés des ressources. En d'autres termes, il faudrait mesurer les coûts (ou avantages) réels des projets pour l'environnement en se demandant ce que le projet enlève (ou ajoute) à la réalisation des stratégies de conservation et des plans intégrés des ressources. La nécessité de ces étalons est si fondamentale qu'il faudrait envisager d'imposer des moratoires généraux sur les grands projets dans les régions où des stratégies de conservation ou des plans intégrés des ressources n'ont pas encore été élaborés.

2. **Ce qui précède donne de bonnes raisons de penser que l'analyse coûts-avantages, à son état actuel d'évolution et selon la manière dont elle est appliquée, sous-évalue systématiquement les coûts et les avantages en matière d'environnement**. Néanmoins, de nombreux projets, y compris certains grands projets, dont le caractère durable au point de vue économique et environnemental est douteux, continuent à être mis en oeuvre même si on peut douter que ces projets résisteraient à une analyse coûts-avantages. Ces projets ne sont réalisés qu'au coût d'importantes subventions gouvernementales et d'une mauvaise affectation de ressources. Par conséquent, tous les projets à mettre en oeuvre à l'aide du financement ou de l'appui gouvernemental devraient faire l'objet, dès l'étape de l'évaluation initiale, d'une ACA et d'une évaluation des impacts environnementaux. Toute analyse coûts-avantages devrait être ouverte à l'inspection du public et sujette à la révision des économistes de l'environnement extérieurs à l'organisation qui a réalisé l'analyse coûts-avantages. Il faudrait prendre des mesures pour que progressent le développement, l'application et l'uniformisation des méthodes d'ACA, notamment en apportant des modifications pour tenir compte des motifs environnementaux indiqués plus haut. Entre-temps, si un projet dont les impacts sur l'environnement sont, dans l'ensemble, perturbateurs, échoue à l'analyse coûts-avantages à cette étape, il devrait être rejeté, bien que s'il réussit l'épreuve de l'analyse coûts-avantages, il devrait encore être soumis à d'autres étapes de l'évaluation des impacts environnementaux. En d'autres termes, la réussite face à l'analyse coûts-avantages devrait être une condition nécessaire, mais non suffisante, pour l'approbation de tels projets. Des projets qui ont pour effet global d'améliorer la qualité de l'environnement (par ex., des usines de traitement des eaux usées et des programmes de prévention de l'érosion), mais qui échouent néanmoins à l'analyse coûts-avantages, devraient être soumis à un nouvel examen afin que l'on puisse voir si leurs avantages pour l'environnement, qui n'ont pas été correctement évalués dans l'analyse coûts-avantages, dépassent leurs pertes pécuniaires nettes déterminées par l'ACA.

3. **La négociation constitue un moyen de résoudre les conflits en matière d'environnement et de ressources qui est compatible avec les principes économiques, et elle devrait devenir la norme à l'égard de conflits de ce genre dans l'évaluation des impacts environnementaux**. En même temps, il faut plus de recherche, d'expérimentation et de pratique pour déterminer quels intérêts devraient être représentés dans les négociations, par qui et quels droits de procédure (ainsi que de substance) chacun devrait se voir accorder dans le processus. La science économique peut nous aider en matière de représentation, selon le système actuel de valeurs de notre société. Dans la mesure où les politiques publiques accordent plus de poids à un système d'éthique ou de valeurs durable, chaque «fonction» environnementale (de Groot 1986) devrait avoir un représentant ou un porte-parole dans les négociations sur l'environnement. Comme une telle représentation n'est probablement pas réaliste si on veut limiter le nombre des négociateurs à un niveau maniable, il faudra se demander comment un nombre maniable de rôles de négociation peut être défini

naturellement pour couvrir toutes les fonctions environnementales en jeu. Cet exercice constituerait lui-même un puissant processus d'éducation : il faudrait que les parties intéressées prennent conscience de la manière dont leurs intérêts sont liés à des fonctions environnementales; en effet, leurs intérêts peuvent être liés aux fonctions environnementales de façons qu'ils n'ont peut-être pas envisagées.

4. **Le contenu en information des processus de négociation (ou des autres procédures d'évaluation des impacts environnementaux qui peuvent être employées) pourrait être encore enrichi par l'utilisation de certains des outils d'analyse dont nous avons déjà fait état, comme les modèles économico-écologiques et les modèles intrants-extrants**. La réalisation de tout exercice de modélisation devrait être entièrement conforme à son objectif dans ce contexte, c'est-à-dire qu'il devrait aider à explorer et à prévoir les conséquences indirectes et directes des projets qui peuvent avoir des ramifications économiques et écologiques. Il faudrait de plus amples recherches sur la manière dont de tels outils peuvent être incorporés aux processus de négociation et aux procédures d'évaluation des impacts environnementaux en général (Stokoe et coll. 1988). Dans une étude récente des applications de modèles économico-écologiques, Pearse et Walters (1987) concluent *que le véritable défi consiste maintenant à apprendre comment intégrer le processus de modélisation et ses produits de façon plus efficace dans des cadres complexes de décision. Le meilleur moyen de relever ce défi consistera à consacrer autant d'efforts à l'étude de la manière dont les modèles sont reçus et utilisés que ceux qui ont été consacrés antérieurement à l'étude de la manière de les construire* (traduction). Le passé donne à penser que les modèles sont le plus utiles dans des contextes de décision où les parties intéressées et les autres utilisateurs de ces modèles participent à leur élaboration.

5. **Il faudrait mener les négociations en matière d'environnement en fonction de la recherche et développement (R D) possible qui pourrait être entreprise pour atténuer ou réduire les conflits environnementaux révélés par les négociations**. Même si les résultats d'une telle R D n'arrivaient pas assez vite pour être appliqués au projet à l'étude, ils pourraient quand même être utiles pour des projets ultérieurs similaires. Il faudrait mener les négociations en vue d'élaborer une stratégie de surveillance pour les changements environnementaux et économiques qui pourraient être attribuables au projet. Il faudrait aussi prévoir une «vérification a posteriori» de l'évaluation économique ainsi que de l'évaluation environnementale du projet. Les frais des négociations, de la R D, de la surveillance, de l'atténuation, de l'indemnisation et de la vérification a posteriori devraient être entièrement à la charge du promoteur du projet.

6. **Les résultats du processus de négociation accroîtraient l'information sur les coûts et avantages environnementaux pris en compte à l'origine dans l'analyse coûts-avantages à l'étape de l'évaluation initiale**. Ces nouveaux renseignements pourraient alors être intégrés à l'analyse coûts-avantages afin de faciliter les décisions finales sur l'approbation du projet par le promoteur du projet et des experts en environnement.

7. **Comme nous le laissons entendre par ce qui précède, les rôles attribués à l'analyse coûts-avantages (et à d'autres techniques) dans le processus d'évaluation des impacts environnementaux devraient être considérés comme provisoires et sujets à un examen rigoureux**. Cet examen devra avoir pour objet de déterminer où l'analyse coûts-avantages produit des résultats trompeurs (pour certaines des raisons que nous avons citées), à la fois pour corriger ces erreurs dans le cas courant et pour améliorer la méthode de l'analyse coûts-avantages en vue d'une application dans des évaluations ultérieures. Il faudrait aussi appuyer la recherche et développement de techniques comme l'analyse à objectifs multiples et l'«évaluation de développement durable», qui pourraient compléter ou remplacer l'analyse coûts-avantages dans certains cas. Les étapes que nous proposons ici dans le processus de l'évaluation des impacts environnementaux lorsqu'on peut détecter des erreurs dans l'analyse coûts-avantages s'insèreraient à la fin des négociations et au cours de la vérification a posteriori. Dans la mesure où l'analyse coûts-avantages et la conduite des négociations s'améliorent, leurs résultats devraient converger et tous deux devraient permettre de prévoir correctement les résultats économico-écologiques effectifs, tels que déterminés par la vérification a posteriori.

BIBLIOGRAPHIE

ABELSON, P. 1979. *Cost Benefit Analysis and Environmental Problems*. Westmead, England: Saxon House.

ACKERMAN, B. et W. HASSLER. 1981. *Clean Coal/Dirty Air*. New Haven and London: Yale University Press.

ADAMSON, V. 1984. *Breaking the Barriers: A Study of Legislative and Economic Barriers to Industrial Waste Reduction and Recycling*. Toronto: Canadian Environmental Law Research Foundation and The Pollution Probe Foundation.

AMIR, S. 1985. On the Degree of Interdisiplinarity of Research Programs: A Quantitative Assessment. *Scientometrics* 8(1-2): 117-136.

AMIR, S. 1987. Environmental Research in Israel: On the Need for a Novel Organisational Change. *Research Policy* 16: 17-27.

AMY, D. 1987. *The Politics of Environmental Mediation*. New York: Columbia University Press.

ANDERSON, F. 1979. Ontario Reforestation Policy: Benefits and Costs. *Analyse de politiques* 5: 336-47.

ANDERSON, G. et R. BISHOP. 1986. The Valuation Problem. Dans: Bromley, D., ed. *Natural Resource Economics: Policy Problems and Contemporary Analysis*. Boston: Kluwar, Nijheff Publishing.

ARCHIBUGI, F. 1989. Comprehensive Social Assessment: an Essential Instrument for Environmental Policy-Making. Dans: Archibugi, F., et P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development*. Dordrecht: Kluwer.

ARNDT, H. 1981. Economic Development: A Semantic History. *Economic Development and Cultural Change* 29: 457-66.

ARROW, K. et A. FISHER. 1974. Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility. *Quarterly Journal of Economics*; 88: 312-19.

AYRES, R., et A. KNEESE. 1969. Production, Consumption and Externality. *American Economic Review* 59: 282-297.

BARBIER, E. 1987. The Concept of Sustainable Economic Development. *Environmental Conservation* 14(2): 101-10.

BARBIER, E. 1989. *Economics, Natural-Resource Scarcity and Development: Conventional and Alternative Views*. London: Earthscan.

BARNES, D., I. BEATTIE, C. LIVINGSTONE, C. EDWARD, G. THÉRIAULT et R. LOUCKS. 1990. *Projet de raccordement dans le détroit de Northumberland: rapport de la Commission d'évaluation environnementale*. Rapports des commissions d'evaluation; 34. Hull: Bureau fédéral d'examen des évaluation evironnementales.

BARTON, A. 1979. *Resource Recovery and Recycling*. New York: John Wiley and Sons.

BASTA, D. et B. BOWER, eds. 1982. *Analyzing Natural Systems: Analysis for Regional Residuals-Environmental Quality Management*. Washington, DC: Resources for the Future.

BAUMOL, W. et W. OATES. 1975. *The Theory of Environmental Policy*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.

BEANLANDS, G., et P. DUINKER. 1983. *Un cadre écologique pour l'évaluation environnementale au Canada*. Halifax: Institute for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, et Bureau fédéral d'examen des évaluation environnementales.

BECKER, R. 1982. Intergenerational Equity: The Capital-Environment Trade-off. *Journal of Environmental Economics and Management*; 9: 165-185.

BERNSTEIN, B. 1981. Ecology and Economics: Complex Systems in Changing Environments. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12: 309-30.

BOND, W., H. BRUNEAU et P. BIRCHAM. 1986. *Programmes fédéraux pouvant influer de facon marquée sur les ressources en terres du Canada*. Ottawa: Direction générale des terres, Environnement Canada.

BOULDING, K. 1981. *Evolutionary Economics*. Beverley Hills, London: Sage Publications.

BOWES, M. et J. KRUTILLA. 1985. Multiple Use Management of Public Forestlands. Dans: Kneese, A., and J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 2: Chapter 12. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6).

BRAAT, L. et W. LIEROP. 1986. *A Survey of Economic-Ecological Models*. Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis; CP-85-46.

BRAAT, L. et W. LIEROP, eds. 1987. *Economic-Ecological Modeling*. Amsterdam: Elsevier.

BRETON, A. 1989. The Growth of Competitive Governments. *Revue canadienne d'économique* XXII(4): 717-750. (Comporte un résumé en francais: La croissance des gouvernments compétitifs.)

BROMLEY, D. 1989. *Economic Interests and Institutions: the Conceptual Foundations of Public Policy*. Oxford and New York: Basil Blackwell.

BROMLEY, D. 1990. The Ideology of Efficiency: Searching for a Theory of Policy Analysis. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1): 86-107.

BROOKSHIRE, D., L. EUBANKS et A. RANDALL. 1983. Estimating Option Prices and Existence Values for Wildlife Resources. *Land Economics* 59(1): 1-15.

BUCHANAN, J., et G. TULLOCK. 1975. Polluters' Profits and Political Response: Direct Controls versus Taxes. *American Economic Review* 65: 139-47.

BUNNELL, P., L. GREIG et J. CARLEY (ESSA Ltd. and NEQ Organomics). 1986. *Design Options for a National Residuals Simulation System (NRSS): Final Report*. Submitted to: Statistics Canada Structural Analysis Division and Environment Canada.

BURNS, S. 1977. *The Household Economy: Its Shape, Origins and Future*. Boston: Beacon Press.

CAMPBELL, M. et W. GLENN. 1982. *Profit from Pollution Prevention. A Guide to Industrial Waste Reduction and Recycling*. Toronto: Pollution Probe Foundation.

CAMPEN, J. 1986. *Benefit, Cost, and Beyond: The Political Economy of Benefit-Cost Analysis*. Cambridge: Ballinger.

CANADIAN SOCIETY OF ENVIRONMENTAL BIOLOGISTS. 1985. *Economy and Ecology - The Economics of Environmental Protection*. Alberta: Canadian Society of Environmental Biologists; Symposium Proceedings.

CANADIAN SOCIETY OF ENVIRONMENTAL BIOLOGISTS. 1987. Conservation Strategies in Canada. *CSEB Newsletter/Bulletin* 44(2).

CARPENTER, R. et J. DIXON. 1985. Ecology Meets Economics: A Guide to Sustainable Development. *Environment* 27(5): 6-32.

CHARLES, A. 1988. Fisheries Socioeconomics: A Survey. *Land Economics* 64(3): 276-295.

CHRISTAINSEN G. et T. TIETENBERG. 1985. Distributional and Macroeconomic Aspects of Environmental Policy. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 9. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6).

CIRIACY-WANTRUP, S. 1952. *Resource Conservation: Economics and Policies*. Berkeley and Los Angeles: University of California Press.

CIRIACY-WANTRUP, S. et R. BISHOP. 1975. Common Property as a Concept in Natural Resources Policy. *Natural Resources Journal* 15: 713-727.

CLARK, J. et W. FURTAN. 1983. An Economic Model of Soil Conservaton/Depletion. *Journal of Environmental Economics and Management* 10: 356-70.

CLARK, W. et R. MUNN, eds. 1986. *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge: Cambridge University Press.

CLEVELAND, C. 1987. Biophysical Economics: Historical Perspective and Current Research Trends. *Ecological Modelling* 38: 47-74.

COASE, R. 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3: 1-44.

COLANDER, D., ed. 1984. *Neoclassical Political Economy: The Analysis of Rent-Seeking and DUP Activities*. Cambridge, MA: Ballinger Publishing Company.

COLEMAN, J. 1986. Norms as Social Capital. Dans: Radnitzky, G., ed. *Economic Imperialism: the Economic Approach Applied outside the Field of Economics*. New York: Paragon.

COMMISSION MONDIALE SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT. 1987. *Notre avenir à tous*. Montréal: Éditions du fleuve: Publications du Québec.

CONSEIL ÉCONOMIQUE DU CANADA. 1981. *Pour une réforme de la réglementation*. Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

CONSEIL DES SCIENCES DU CANADA. 1977. *Le Canada, société de conservation: les aléas des ressources et la nécessité de technologies inédites*. Conseil des sciences du Canada, rapport no 27. Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

CONSERVATION COUNCIL OF ONTARIO, World Conservation Strategy Project. 1986. *Towards a Conservation Strategy for Ontario: An Assessment of Conservation and Development in Ontario*. Toronto: Conservation Council of Ontario.

COSTANZA, R. 1987. Social Traps and Environmental Policy: Why Do Problems Persist when there are Technical Solutions Available? *Bioscience* 37(6): 407-412.

COSTANZA, R. 1990. Assuring the Sustainability of Ecological Economic Systems. Paper presented at the first annual meeting of the International Society for Ecological Economics: The Ecological Economics of Sustainability; Washington, D.C.; 21-23 May, 1990.

COSTANZA, R. et H. DALY. 1987. Toward an Ecological Economics. *Ecological Modelling* 38: 1-8.

COX, S. 1985. No Tragedy on the Commons. *Environmental Ethics* 7: 49-61.

CRABBÉ, P. 1985. Option Value and Quasi-Option Value of Natural Resources. Presented at: Fifth World Congress of the Econometric Society; August, 1985; Boston, MA.

CRERAR, A. 1986a. Resource Cost Accounting. *Options politiques* mai 1986: 17-21.

CRERAR, A. 1986b. Anticipate and Prevent. *Options politiques* novembre, 1986: 3-7.

CROCKER, T. et B. FORSTER. 1986. Atmospheric Deposition and Forest Decline. *Water, Air and Soil Pollution* 31: 1007-1017.

CROCKER, T., J. TSCHIRHART, R. ADAMS et B. FORSTER. n.d. Methods Development for Assessing Acid Deposition Control Benefits. Dans: *Methods Development for Environmental Control Benefits Assessment*. Washington: Office of Exploratory Research, Office of Research and Development, US EPA.

DALY, H., ed. 1973. *Toward a Steady-State Economy*. San Francisco: Freeman.

DALY, H. 1977. *Steady-State Economics*. San Francisco: Freeman.

DALY, H. et J. COBB. 1989. *For the Common Good: Redirecting the economy toward community, the environment and a sustainable future*. Boston: Beacon Press.

DANSEREAU, P. 1985. Environnement futur: ressources, besoins, désirs et réalités. Exposé présenté au Colloque du Conseil consultatif de l'environnement sur le bilan et la prospective environnementale québécoise; 28 avril 1984; Québec: 105-213.

de GROOT, R. 1986. *A Functional Ecosystem Evaluation Method as a Tool in Environmental Planning and Decision Making*. Agricultural University, Wageningen, The Netherlands: Nature Conservation Department.

de GROOT, R. 1987. Environmental Functions as a Unifying Concept for Ecology and Economics. *The Environmentalist* 7(2): 105-109.

DORCEY, A. 1984. Interdependence between the Economy and the Environment: from Principles to Practice. Document préliminaire préparé pour Environnement Canada en vue de la Conférence internationale sur l'environnement et l'économie; 18-21 juin 1984, Paris.

DORCEY, A. 1986. *Bargaining in the Governance of Pacific Coastal Resources: Research and Reform*. University of British Columbia: Westwater Research Centre.

DORCEY, A. et C. RIEK. 1988. Negotiation-Based Approaches to the Settlement of Environmental Disputes in Canada. Dans: Keene, S., ed. *The Place of Negotiation in EIA Processes: Institutional Considerations*. Hull:

Canadian Environmental Assessment Research Council.

DORFMAN, R. 1985. An Economist's View of Natural Resource and Environmental Problems. Dans: Repetto, R., ed. *The Global Possible: Resources, Development and the New Century*. New Haven: Yale University Press.

DOWNING, P. et L. WHITE. 1986. Innovation in Pollution Control. *Journal of Environmental Economics and Management* 13: 18-29.

DRYZEK, J. 1983. Ecological Rationality. *International Journal of Environmental Studies* 21: 5-10.

DRYZEK, J. 1987. *Rational Ecology: Environment and Political Economy*. Oxford and New York: Basil Blackwell.

ECKHOLM, E. 1976. *Losing Ground: Environmental Stress and World Food Prospects*. New York: Norton and Company.

EHRLICH, E., T. LUTTON et J. THOMASIAN (Congress of the United States, Congressional Budget Office). 1985. *Environmental Regulation and Economic Efficiency*. Washington: U.S. Government Printing Office.

EMMETT, B. 1975. *Environmental Applications of Input-Output Analysis*. Environment Canada Planning and Finance Service Report No. 3. Ottawa: Information Canada.

ENVIRONNEMENT CANADA. 1984. *Développement soutenu*. Présentation à la Commission royale sur l'union économique et les perspectives de développement. Ottawa: Environnement Canada.

ENVIRONMENT COUNCIL OF ALBERTA. 1986. *Prospectus for an Alberta Conservation Strategy*. Environment Council of Alberta; ECA86-PA/CS.

ENVIRONMENTAL AND SOCIAL SYSTEMS ANALYSTS (ESSA) LTD. 1982. *Review and Evaluation of Adaptive Environmental Assessment and Management*. Canada: Environment Canada.

FEDERAL REGISTER. 1987 (Friday March 20). Part IV: Department of the Interior, Office of the Secretary. 43 CFR Part 11. *Natural Resource Damage Assessments; Final Rule*. Washington: U.S. Government Printing Office.

FEENBERG, P. et E. MILLS. 1980. *Measuring the Benefits of Water Pollution Abatement*. San Diego: Academic Press.

FISHER, A. et J. KRUTILLA. 1974. Valuing Long Run Ecological Consequences and Irreversibilities. *Journal of Environmental Economics and Management* 1: 96-108.

FISHER, A. et PETERSON, F. 1976. The Environment in Economics: A Survey. *Journal of Economic Literature* 14: 1-33.

FISHER, A. et J. KRUTILLA. 1985. Economics of Nature Preservation. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 4. (Arrow, K., et M.Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FORSTER, B. 1984. Economic Impact of Acid Precipitation: A Canadian Perspective. Dans: Crocker, T., ed. *Economic Perspectives on Acid Deposition Control*. Boston: Butterworth Publishers; Ch. 7; 97-121. (Teasley, J., ed. Acid Precipitation Series. Ann Arbor Science Books; 8).

FORSTER, B. 1985. Economic Impact of Acid Deposition in the Canadian Aquatic Sector. Dans: Adams, D.D., et W.P. Page, eds. *Acid Deposition: Environmental, Economic and Policy Issues*. Plenum Press; 409-437.

FORSTER, B. 1987a. Agricultural Impacts of Acid Deposition: Some Issues to Consider. *Canadian Journal of Agricultural Economics* 35: 241-248.

FORSTER, B. 1987b. The Acid Rain Games: Incentives to Exaggerate Control Costs and Economic Disruption. Presented at the Symposium: Acid Rain: The Ecology, The Economics and the Politics of a Problem; October, 1987; Indianapolis.

FORSUND, F. 1985. Input-Output Models, National Economic Models and the Environment. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 8. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FREEMAN, A. 1979. *The Benefits of Environmental Improvement: Theory and Practice*. Baltimore and London: John Hopkins University Press.

FREEMAN, A. 1984. The Quasi-Option Value of Irreversible Development. *Journal of Environmental Economics and Management* 11: 292-295.

FREEMAN, A. 1985a. Methods for Assessing the Benefits of Environmental Programs. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 6. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

FREEMAN, A. 1985b. Supply Uncertainty, Option Price and Option Value. *Land Economics* 61(2): 176-181.

FREEMAN, A. 1986. Uncertainty and Environmental Policy: The Role of Option and Quasi-Option Values. *Advances in Applied Micro-Economics*; 4: 153-167.

GAULT, F., K. HAMILTON, R. HOFFMAN et B. MCINNIS. 1987. The Design Approach to Socio-Economic Modelling. *Futures* February, 1987: 1-25.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1981. The Crisis of Natural Resources. *Challenge* March-April, 1981: 50-56.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1976. *Energy and Economic Myths*. New York: Pergammon Press Inc.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1979. Energy Analysis and Economic Valuation. *Southern Economic Journal* 45: 1023-1058.

GEORGESCU-ROEGEN, N. 1971. *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

GILPIN, A. 1986. *Environmental Planning: A Condensed Encyclopedia*. Park Ridge, NJ: Noyes.

GOELLER, H. et A. WEINBERG. 1976. The Age of Substitutability: What Do We Do When the Mercury Runs Out? *Science* 191: 683-89.

GOELLER, H. et A. ZUCKER. 1984. Infinite Resources: the Ultimate Strategy. *Science* 223: 456-462.

GOODLAND, R. et G. LEDEC. 1987. Neoclassical Economics and Principles of Sustainable Development. *Ecological Modelling* 38: 19-46.

GREGOR, J. 1977. *Intra-Urban Mortality and Air Quality: an Economic Analysis of the Costs of Pollution-Induced Mortality*. Cornwallis, Oregon: U.S. EPA; July 1977; EPA-600/5-77-009. (Socioeconomic Environmental Studies Series).

GREGORY, R. et T. McDANIELS. 1987. Valuing Environmental Losses: What Promise Does the Right Measure Hold? *Policy Sciences* 20: 11-26.

GRIGALUNAS, T., R. ANDERSON, G. BROWN, R. CONGAR, N. MEADE et P. SORENSEN. 1986. Estimating The Cost of Oil Spills: Lessons from the Amoco Cadiz Incident. *Marine Resource Economics* 2(3): 239-262.

GRIGALUNAS, T. et J. OPALUCH. 1987. *Assessing Liability for Damages under CERCLA: A New Approach for Providing Incentives for Pollution Avoidance?* Staff Paper Series, College of Resource Development, University of Rhode Island.

GROUPE DE TRAVAIL NATIONAL SUR L'ENVIRONNEMENT ET L'ÉCONOMIE (CANADA). 1987. *Rapport*. 24 septembre 1987; présenté au Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

HAFKAMP, W. 1984. Economic-Environmental Modeling in a National-Regional System: An Operational Approach with Multi-Layer Projection. Dans: Andersson, A., et W. Isard, eds. *Studies in Regional Science and Urban Economics*; 10. Amsterdam: North Holland.

HAFKAMP, W. et P. NIJKAMP. 1984a. A Multiple-Layer Model for Economic-Environmental-Energy Policy Analysis. Lecture Notes in *Economics and Mathematical Systems* 229: 193-201.

HAFKAMP, W. et P. NIJKAMP. 1984b. An Operational Multi-Component Multi-Actor Policy Model for Economic-Environmental Scenarios. Lecture Notes in *Economics and Mathematical Systems* 230: 157-182.

HALEY, D. 1985. The Forest Tenure System as a Constraint on Efficient Timber Management: Problems and Solutions. *Analyse de politiques* 11: suppl.: 315-20.

HALL, C., C. CLEVELAND, et R. KAUFMANN. 1986. *Energy and Resource Quality. The Ecology of the Economic Process*. New York: John Wiley and Sons.

HALL, R. 1984. Solving Environmental Problems in the Main Stream. *Probe Post* October, 1984: 8-11.

HARDIN, G. 1968. Tragedy of the Commons. *Science* 162: 1243-1248.

HARTWICK, J. et N. OLEWILER. 1986. *The Economics of Natural Resource Use*. New York: Harper and Row.

HERSHAFT, A., ed. 1978. *Critical Review of Estimating Benefits of Air and Water Pollution Control*. Washington: U.S. EPA.; EPA-600/5-78-014.

HIRSCH, F. 1978. *Social Limits to Growth*. Cambridge, MA: Harvard University Press.

HOLLICK, M. 1981. The Role of Quantitative Decision-Making Methods in Environmental Impact Assessment. *Journal of Environmental Management* 12: 65-78.

HOLLING, C. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. New York: Wiley.

HOWE, C. 1979. *Natural Resource Economics: Issues, Analysis and Policy*. New York: John Wiley and Sons.

HUETING, R. 1980. *New Scarcity and Economic Growth: More Welfare through Less Production*. Amsterdam: North-Holland Publishing Company.

HUETING, R. 1987. An Economic Scenario that Gives Top Priority to Saving the Environment. *Ecological Modelling* 38: 123-140.

HUFSCHMIDT, M., D. JAMES, A. MEISTER, B. BOWER et J. DIXON. 1983. *Environment, Natural Systems and Development: An Economic Valuation Guide*. Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.

HUISINGH, D., L. MARTIN, H. HILGER et N. SELDMAN. 1981. *Proven Profits from Pollution Prevention: Case Studies in Resource Conservation and Waste Reduction*. Washington: Institute for Local Self-Reliance.

HYMAN, E. 1981. The Valuation of Extramarket Benefits and Costs in Environmental Impact Assessment. *EIA Review* 2: 227-58.

INGRAM, H. 1985. Information Channels and Environmental Decision-Making. Dans: Kury, C., ed. Enclosing the Environment: NEPA's Transformation of Conservation into Environmentalism. *Natural Resources Journal* Special Issue: 86-105.

ISARD, W. 1972. *Ecologic-Economic Analysis for Regional Development*. New York: The Free Press.

JAMES, D. et B. BOER. 1987. *Application of Economic Techniques in Environmental Impact Assessment. Draft Report to the Australian Environment Council. Macquarie University, Australia.*

JAMES, D. 1985. Environmental Economics, Industrial Process Models and Regional-Residuals Management Models. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 7. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

JOHANNSON, P.-O. 1987. *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*. Cambridge: Cambridge University Press.

JOHNSON, M. et J. BENNETT. 1979. An Input-Output Model of Regional Environmental and Economic Impacts of Nuclear Power Plants. *Land Economics* 55(2): 236-52.

JOHNSON, M. et J. BENNETT. 1981. Regional Environmental and Economic Impact Evaluation: An Input-Output Approach. *Regional Science and Urban Economics* 11: 215-30.

JONES, M. et L. GREIG. 1985. Adaptive Environmental Assessment and Management: A New Approach to Environmental Impact Assessment. Dans: MacLaren, V., et J. Whitney, eds. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada*. Toronto: Methuen.

KAHN, J. 1987. Economic Damage from Herbicide Pollution in Chesapeake Bay. *Project Appraisal* 2(3): 142-152.

KAHN, J. et M. KEMP. 1985. Economic Losses Associated with the Degradation of an Ecosystem: The Case of Submerged Aquatic Vegetation in Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Economics and Management* 12: 246-263.

KAPP, K. 1983. Governmental Furtherance of Environmentally Sound Technologies as a Focus of Research and Environmental Policies. Dans: Kapp, K. *Social Costs, Economic Development and Environmental Disruption*. England: University Press of America.

KELMAN, S. 1981. *What Price Incentives?* Boston, MA: Auburn House Publishing Company.

KNEESE, A. 1984. *Measuring the Benefits of Clean Air and Water*. Washington: Resources for the Future, distributed by John Hopkins University Press, Baltimore and London.

KNEESE, A., R. AYRES et R. D'ARGE. 1970. *Economics and the Environment*. Baltimore: Johns Hopkins University Press.

KNEESE, A. et W. SCHULZE. 1977. Environment, Health, and Economics - The Case of Cancer. *American Economic Association Proceedings* 67(1): 326-32.

KNEESE, A. et B. BOWER. 1979. *Environmental Quality and Residuals Management. Report of a Research Program on Economic, Technological, and Institutional Aspects*. Washington: Resources for the Future, distributed by John Hopkins University Press, Baltimore and London.

KNETSCH, J. et H. FREEMAN. 1979. Environmental and Economic Assessments in Development Project Planning. *Journal of Environmental Management* 9: 237-246.

KNETSCH, J. 1984. Legal Rules and the Basis for Evaluating Economic Losses. *International Review of Law and Economics* 4: 5-13.

KNETSCH, J. et J. SINDEN. 1984. Willingness to Pay and Compensation Demanded: Experimental Evidence of an Unexpected Disparity in Measures of Value. *Quarterly Journal of Economics* 1984 (August): 507-521.

KNOWLES, R. 1986. *Étude des liens entre l'environnement et l'économie*. Rapport du Conseil consultatif canadien de l'environnement; no. 16. Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

KOSMO, M. 1987. *Money to Burn? The High Costs of Energy Subsidies*. Washington: World Resources Institute.

KRUTILLA, J. 1967. Conservation Reconsidered. *American Economic Review* 57(4): 777-786.

KRUTILLA, J. et A. FISHER. 1975. *The Economics of Natural Environments. Studies in the Valuation of Commodity and Amenity Resources*. London and Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

LAITNER, S. 1987. Resource Constraints: The Need for Community Management in Economic Development Strategies. *Ecological Modelling* 38: 159-170.

LAKSHMANAN T. et P. NIJKAMP, eds. 1983. *Systems and Models for Energy and Environmental Analysis*. England: Gower.

LAVE, L. et E. SESKIN. 1971. Health and Air Pollution. Dans: Bohm, P., et A. Kneese, eds. *The Economics of Environment*. London: MacMillan.

LEMESHEV, M. 1983. *Methodological Approaches to the Economic Assessment of Environmental Damage and Cost-Benefit Analysis as a Tool for Environmental Management*. United Nations Economic and Social Council; GE.83-42411.

LEONTIEF, W. 1970. Environmental Repercussions and the Economic Structure: An Input-Output Approach. *Review of Economics and Statistics* August, 1970: 262-271.

LIEPERT, C. 1986. Social Costs of Economic Growth. *Journal of Economic Issues* 20(1): 109-131.

MacLAREN, V. et J. WHITNEY, eds. 1985. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada*. Toronto: Methuen.

MALER, K.-G. 1971. A Method of Estimating Social Benefits from Water Pollution Control. *Swedish Journal of Economics* March, 1971: 121-133.

MALER, K.-G. 1985. Welfare Economics and the Environment. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 1. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

MALER, K.-G. et R. WYZGA. 1976. *La mesure économique des dommages dans le domaine de l'environnement*. Paris: OCDE.

MALONEY, M. et R. McCORMICK. 1982. A Positive Theory of Environmental Quality Regulation. *Journal of Law and Economics* 25: 99-123.

MANNING, E. 1986. *Vers une utilisation des terres: une stratégie*. Ottawa: Direction générale des terres, Environnement Canada; avril 1986; Document de travail; no 47. Présente au colloque bilatéral Canada-Chine sue la mise en valeur et la gestion du territoire, Beijing (Chine).

MARKANDYA, A. et D. PEARCE. 1987. *Natural Environments and the Social Rate of Discount*. Discussion Papers in Economics, University of London; 87(27).

MARKANDYA, A. et D. PEARCE. 1988. *Environmental Considerations and the Choice of Discount Rates in Developing Countries*. Environment Department Working Paper No. 3. Washington: The World Bank.

MARTINEZ-ALIER, J. 1990. Ecological Perception, Environmental Policy and Distributional Conflicts: Some Lessons from History. Paper presented at the first annual meeting of the International Society for Ecological Economics: The Ecological Economics of Sustainability; Washington, D.C.; 21-23 May, 1990.

MARTINEZ-ALIER, J. avec K. SCHLUEPMANN. 1987. *Ecological Economics*. Oxford and New York: Basil Blackwell.

MAXWELL, J. et A. RANDALL. 1989. Ecological Modeling in a Pluralistic, Participatory Society. *Ecological Economics* 1(3): 233-249.

McALLISTER, D. 1980. *Evaluation in Environmental Planning*. Cambridge, MA: The MIT Press.

McINNIS, B. 1984a. Socio-Economic Simulation Models (SESM) and Data Bases of Technology/Resources. *Computer Physics Communications* 33: 257-265.

McINNIS, B. 1984b. *Executive Summary: The Socio-Economic-Resource Framework (SERF)*. Working Paper No. 84-03-01.

McINNIS, B. et K. HAMILTON. 1974. *Economic Environmental Modelling: Discussion Paper for a Proposed Residuals Tracking System*. Statistics Canada; Oct. 1974; Working Paper 74-10-25.

McMILLAN, M. 1975. Measuring Benefits Generated by Urban Water Parks: A Comment. *Land Economics* LI (November): 379-381.

MEADE, J. 1970. *The Theory of Indicative Planning*. Manchester, England: Manchester University Press.

MEADOWS, D., D. MEADOWS, J. RANDERS, et W. BEHRENS III. 1972. *The Limits To Growth*. New York: A Potomac Associates Book/Signet Book, Published by the New American Library, Inc.

MISHAN, E. 1971a. Pangloss on Pollution. Dans: Bohm, P., et A. Kneese, eds. *The Economics of Environment*. London: MacMillan.

MISHAN, E. 1971b. The Postwar Literature on Externalities: An Interpretative Essay. *Journal of Economic Literature* 9: 1-28.

MISHAN, E. 1977. Economic Criteria for Intergenerational Comparisons. *Futures* 9: 383-414.

MOLL, R. (Structural Analysis Division, Statistics Canada). 1984. *Simulation and Modelling with Reference to Ecological and Socio-Economic Systems*. Ottawa: Statistics Canada; Working Paper # 84-04-09.

MUIR, T. (Canada Centre for Inland Waters). n.d. *New Perspectives on the Socio-Economic Aspects of LRTAP/Acid Rain*. Manuscript.

MUNRO, G. et A. SCOTT. 1985. The Economics of Fisheries Management. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 2: Chapter 14. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

NAKASHIMA, D.J. 1990. *Inuit, Eiders and Oil in Hudson Bay: Application of Traditional Environmental Knowledge to Northern Impact Assessment*. Hull: Canadian Environmental Assessment Research Council.

NASH, C., D. PEARCE et J. STANLEY. 1975. An evaluation of cost-benefit analysis criteria. *Scottish Journal of Political Economy* June, 1975; XXII(2): 121-133.

NEMETZ, P. 1986. Federal Environmental Regulation in Canada. *Natural Resources Journal* 26: 551-608.

NEMETZ, P, et A. VIVING. 1981. The Biology-Policy Interface: Theories of Pathogenesis, Benefit Valuation and Public Policy Formation. *Policy Sciences* 13: 125-138.

NICHOLLS, W. et W. DIXON. 1983. *The Informal Economy: Where People are the Bottom Line*. Ottawa: Vanier Institute of the Family.

NIJKAMP, P. 1980. *Environmental Policy Analysis*. Chichester: John Wiley and Sons.

NIJKAMP, P. 1989. Multicriteria Analysis: a Decision Support System for Sustainable Environmental Management. Dans: Archibugi, F., et P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development*. Dordrecht: Kluwer.

NIJKAMP, P., et A. van DELFT. 1977. Multi-Criteria Analysis and Regional Decision-Making. Dans: Nijkamp, P., ed. *Studies in Applied Regional Science, Vol. 8*. Leiden: Martinus Nijhoff Social Sciences Division.

NIJKAMP, P., et J. SPRONK. 1981. *Multiple Criteria Analysis*. Aldershot, England: Gower.

NORGAARD, R. 1985. Environmental Economics: An Evolutionary Critique and a Plea for Pluralism. *Journal of Environmental Economics and Management* 12: 382-394.

NORGAARD, R. 1987. Economics as Mechanics and the Demise of Biological Diversity. *Ecological Modelling* 38: 107-122.

NORGAARD, R. 1988. Sustainable Development: a Co-evolutionary View. *Futures* 20(6): 606-620.

NORGAARD, R. 1990. Economic Indicators of Resource Scarcity: A Critical Essay. *Journal of Environmental Economics and Management* 19(1): 19-25.

OCDE. 1978. *Évaluation macro-économique des programmes de l'environnement.*. Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 1985a. *Environnement et économie*. Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 1985b. *Politique de l'environnement et changement technique*. Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 1985c. *Les incidences macro-économiques des dépenses d'environnement*. Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OCDE. 1985d. *Indicateurs de la science et de la technologie OCDE: ressources consacrées à la R-D*. Paris: Organisation de coopération et de développement économiques.

OSBERG, L. 1985. The Idea of Economic Well Being. Halifax, NS: Department of Economics, Dalhousie University; June 1985; Paper presented at 19th General Conference of the International Association for Research in Income and Wealth, Noordwijkerhout, Netherlands, 25-31 August, 1985.

OSTRO, B. 1980. Air Pollution, Public Health, and Inflation. *Environmental Health Perspectives* 34: 185-9.

OSTROM, E. (Workshop in Political Theory and Policy Analysis, Indiana University). 1987. *Micro-Constitutional Change in a Multi-Constitutional Political System*. Presented at: Advances in Comparative Institutional Analysis; October 19-23, 1987; Inter-University Center for Postgraduate Studies, Dubrovnik, Yugoslavia.

PAGE, T. 1977. *Conservation and Economic Efficiency: An Approach to Materials Policy*. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press.

PASHIGIAN, B. 1985. Environmental Regulation: Whose Self-Interests Are Being Protected? *Economic Inquiry* 23: 551-84.

PASSET, R. 1979. *L'économique et le vivant*. Paris: Payot.

PEARCE, D. 1976a. The Limits of Cost-Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy. *Kyklos* 29(1): 97-112.

PEARCE, D. 1976b. *Environmental Economics*. London: Longman.

PEARCE, D. 1977. Accounting for the Future. *Futures* October, 1977; 9(5): 360-365.

PEARCE, D. 1978. *The Valuation of Social Cost*. London: George Allen and Unwin.

PEARCE, D. 1983(second edition). *Cost-Benefit Analysis*. New York: St. Martin's Press.

PEARCE, D. 1987a. Economic Values and the Natural Environment. Presented at the Cambridge University Department of Land Economy as: The Denman Lecture. Cambridge: Granta Editions; The Ninth Denman Lecture.

PEARCE, D. 1987b. Foundations of an Ecological

Economics. *Ecological Modelling* 38: 9-18.

PEARCE, D. 1988a. The Sustainable Use of Natural Resources In Developing Countries. Dans: Turner, R., ed. *Sustainable Environmental Management: Principles and Practice*. London: Belhaven and Boulder: Westview.

PEARCE, D. 1988b. Economics, Equity and Sustainable Development. *Futures* 20(6): 598-605.

PEARCE, D. et A. MARKANDYA. 1989a. Marginal Opportunity Cost as a Planning Concept in Natural Resource Management. Dans: Schramm, G., et J. Warford, eds. *Environmental Management and Economic Development*. Washington: The World Bank.

PEARCE, D. et A. MARKANDYA. 1989b. *The Benefits of Environmental Policy: An Appraisal of the Economic Value of Environmental Improvements and the Economic Cost of Environmental Damage*. Paris: OECD Press.

PEARCE, D., MARKANDYA, A. et E. BARBIER. 1989. *Blueprint for a Green Economy*. London: Earthscan.

PEARCE, D., BARBIER, E. et A. MARKANDYA. 1990. *Sustainable Development: Economics and Environment in the Third World*. Aldershot: Edward Elgar.

PEARCE, D. et R. TURNER. 1990. *Economics of Natural Resources and the Environment*. New York: Harvester Wheatsheaf.

PEARSE, P. et C. WALTERS. 1987. Perspectives on the Application of Economic-Ecological Models. Chapter 15 Dans: Braat, L., et W. Lierop, eds. *Economic-Ecological Modeling*. Amsterdam: Elsevier.

PELTIER, S. 1984. *Cost-Benefit Analysis in Environmental Impact Assessment*. [M.E.S. Thesis]. Halifax, NS: Dalhousie University; unpublished.

PERRINGS, C. 1986. *Economy and Environment: A Theoretical Essay on the Interdependence of Economic and Environmental Systems*. Cambridge: Cambridge University Press.

PESKIN, H., P. PORTNEY et A. KNEESE, eds. 1981. *Environmental Regulation and the U.S. Economy*. Baltimore: John Hopkins University Press for Resources for the Future.

PEZZEY, J. 1989. *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*. Environment Department Working Paper No. 15. Washington: The World Bank.

PIGOU, A. 1960. *Economics of Welfare*. London: MacMillan.

PINFOLD, T. 1987. *An Evaluation of the Utility of Large-Scale Economic Models for Socio-Economic Impact Assessment*. Environmental Studies Revolving Fund Report #067. Ottawa: Government of Canada.

POLINSKY, A. 1978. Controlling Externalities and Protecting Entitlements: Property Right, Liability Rule, and Tax-Subsidy Approaches. *Journal of Legal Studies*; 7: 1-48.

POLLARD, D. et M. McKECHNIE (Conservation et protection, Environnement Canada). 1986. *Stratégie mondiale de la conservation Caneda: rapport sur les réalisations dans la domaine de la conservation*. Ottawa: Approvisionnements et Services Canada.

REGIER, H. 1985. Concepts and Methods of AEAM and Holling's Science of Surprise. Dans: MacLaren, V., et J. Whitney, eds. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada*. Toronto: Methuen.

REGIER, H. et G. BASKERVILLE. 1986. Sustainable Redevelopment of Regional Ecosystems Degraded by Exploitive Development. Dans: Clark. W., et R. Munn, eds. *Sustainable Development of the Biosphere*. Cambridge: Cambridge University Press.

REPETTO, R., ed. 1985. *The Global Possible*. New Haven and London: Yale University Press.

REPETTO, R. 1988a. *The Forest for the Trees? Government Policies and the Misuse of Forest Resources*. Washington: Wond Resources Institute.

REPETTO, R. 1988b. *Economic Policy Reform for Natural Resource Conservation*. Environment Department Working Paper No. 4. Washington: The World Bank.

ROBERTS, H. et H. SIEVERING (Project Co-directors, Environmental Management Division, Illinois Institute of Natural Resources). 1977. *A Guide to Environmental Benefits Assessment in Economic Impact Studies*. Document No. 77/32. Chicago: Illinois Institute for Environmental Quality.

ROBINSON, J. et C. HOOKER. 1985. *The Necessity of Choice: An Analysis of Energy Policy and Energy Forecasting in Canada*. Prepared for: Structural Analysis Division, Statistics Canada.

ROBSON, A. 1980. Costly Innovation and Natural Resources. *International Economic Review* 21(1): 17-30.

ROSE, A. 1983. Modeling the Macroeconomic Impact of Air Pollution Abatement. *Journal of Regional Science* 23(4): 441-59.

RUSKIN, F., ed. 1986. *Proceedings of the Conference on Common Property Resource Management*. Washington: National Academy Press.

RUSSELL, C. 1971. Models for Investigation of Industrial Repsonse to Residual Management Action. Dans: Bohm, P., et A. Kneese, eds. *The Economics of Environment*. London: MacMillan.

RUSSELL, C., W. HARRINGTON et W. VAUGHAN. 1986. *Enforcing Pollution Control Laws*. Washington: Resources for the Future.

SAGOFF, M. 1981. Economic Theory and Environmental Law. *Michigan Law Review* 79: 1393-1419.

SAGOFF, M. 1988. *The Economy of the Earth: Philosophy, Law and the Environment*. Cambridge: Cambridge University Press.

SCHRECKER, T. 1983. *Un regard neuf sur la société de conservation*. Ottawa: Conseil des sciences du Canada.

SCHRECKER, T. 1984. *L'élaboration des politiques en matière d'environnement: un document d'étude*. Ottawa: Commission de réforme du droit du Canada. (Série de la protection de la vie).

SCHULTZ, W., D. BROOKSHIRE et T. SANDLER. 1981. The Social Rate of Discount for Nuclear Waste Storage: Economics or Ethics? *Natural Resources Journal* 2: 811-832.

SCOTT, A. 1973. *Natural Resources: The Economics of Conservation*. Toronto: McClelland and Stewart.

SCOTT, A. 1983. Property Rights and Property Wrongs. *Canadian Journal of Economics* 16(4): 555-73.

SCOTT, A., ed. 1985. *Progress in Natural Resource Economics. Essays in Resource Analysis by Members of the Programme in Natural Resource Economics (PNRE) at the University of British Columbia*. Oxford: Clarendon Press.

SCHRAMM, G. et J. WARDORD, eds. 1989. *Evnironmental Management and Economic Development*. Baltimore: John Hopkins University Press for the World Bank.

SIMON, H. 1982. *Models of Bounded Rationality*. Cambridge, MA: MIT Press.

SIMONIS, U. 1989. Ecological Modernization of Industrial Society - Three Strategic Elements. Dans: Archibugi, F., et P. Nijkamp, eds. *Economy and Ecology: Towards Sustainable Development*. Dordrecht: Kluwer.

SITTIG, M. 1975. *Resource Recovery and Recycling Handbook of Industrial Wastes*. Park Ridge, NJ: Noyes.

SMITH, V., ed. 1979. *Scarcity and Growth Reconsidered*. Baltimore and London: Johns Hopkins University Press.

SMITH, V. et J. KRUTILLA. 1979. Resource and Environmental Constraints to Growth. *American Journal of Agricultural Economics* 61: 395-408.

SMITH, V. et J. KRUTILLA. 1984. Economic Growth, Resource Availability, and Environmental Quality. *American Economic Review* 74(2): 226-230.

SONNEN, C. 1989. *The Environment-Economy Linkage: An Exploration of Issues and Impacts*. April 11, 1989. Ottawa: Informetrica Limited.

SOUTHGATE, D., et D. PEARCE. 1987. *Natural Resource Degradation in Developing Countries: A Causal Analysis of Agricultural Colonization*. University College London, Discussion Papers in Economics; 87-26.

SPROULE-JONES, M. et P. RICHARDS. 1984. Toward a Theory of the Regulated Environment. *Canadian Public Policy* 10(3): 305-315.

STEWART, R. et J. KRIER. 1978. *Environmental Law and Policy - Readings, Materials and Notes*. Indianapolis: Bobbs-Merrill.

STIGLER, G. 1971. The Theory of Economic Regulation. *Bell Journal of Economics and Management* 2: 3-21.

STOKOE, P., P. LANE, R. CÔTÉ et J. WRIGHT. 1988. *Evaluation of Holistic Marine Ecosystem Modelling as a Potential Tool in Environmental Impact Assessment.* Halifax: Dalhousie University School for Resource and Environmental Studies.

STOLLERY, K. 1987. Co-operatives as an Alternative to Regulation in Commercial Fisheries. *Marine Resource Economics* 4(4): 289-304.

SWARTZMAN, D., R. LIROFF et K. CROKE, eds. 1982. *Cost-Benefit Analysis and Environmental Regulations.* Washington: The Conservation Foundation.

TORGERSON, D. 1980. *Industrialization and Assessment: Social Impact Assessment as a Social Phenomenon.* Toronto: York University Publications in Northern Studies.

UNION INTERNATIONALE POUR LA CONSERVATION DE LA NATURE ET DE SES RESSOURCES. 1980. *Stratégie mondiale de la conservation.* Gland, Suisse: Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses Ressources.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, Office of Policy Analysis, Office of Policy, Planning and Evaluation, Economic Studies Branch. 1987. *EPA's Use of Cost-Benefit Analysis: 1981-1986.* Washington: U.S. EPA; EPA-230-05-87-028.

U.S. NATIONAL SCIENCE FOUNDATION, Directorate for Scientific, Technological, and International Affairs, Division of Policy Research and Analysis. 1983. *Workshop on Effects of Environmental Regulation on Industrial Compliance Costs and Technological Innovation: Summary and Papers.* PRA Report 83-10. Washington: National Science Foundation; April, 1983.

van der PLOEG, S., L. BRAAT et W. LIEROP. 1987. Integration of Resource Economics and Ecology. *Ecological Modelling* 38: 171-190.

VICTOR, P. 1972. *Pollution: Economy and Environment.* Toronto: University of Toronto Press.

VOGEL, D. 1986. *National Styles of Regulation: Environmental Policy in Great Britain and the United States.* Ithaca and London: Cornell University Press. (Katzenstein, P., series editor. Cornell Studies in Political Economy).

WALSH, R., J. LOOMIS et R. GILLMAN. 1984. Valuing Option, Existence, and Bequest Demands for Wilderness. *Land Economics* 60(1): 14-29.

WARFORD, J. 1986. *Natural Resource Management and Economic Development.* Washington: World Bank; May 22, 1986.

WEINSTEIN, M. 1979. Decision Making for Toxic Substances Control: Cost-Effective Information Development for the Control of Environmental Carcinogens. *Public Policy* 27(3): 333-83.

WHITNEY, J. 1985. Integrated Economic-Environmental Models in Environmental Impact Assessment. Dans: V. MacLaren, V., et J. Whitney, eds. *New Directions in Environmental Impact Assessment in Canada.* Toronto: Methuen; Chapter 4: 53-86.

WHITNEY, J. et V. MACLAREN, eds. 1985. *Environmental Impact Assessment: The Canadian Experience.* Toronto: Institute for Environmental Studies, University of Toronto; Feb. 1985; Pub. No. EM-5.

WILEN, J. 1985. Bioeconomics of Renewable Resource Use. Dans: Kneese, A., et J. Sweeney, eds. *Handbook of Natural Resource and Energy Economics.* Amsterdam: Elsevier Science Publishers; Vol 1: Chapter 2. (Arrow, K., et M. Intriligator, series editors. *Handbooks in Economics*; Vol. 6.)

WILSON, K., ed. 1977. *Prospects for Growth: Changing Expectations for the Future.* New York: Praeger Publishers. (Praeger Special Studies in U.S. Economic, Social, and Political Issues).

MEMBRES DU SECRETARIAT DU CCREE

Patrice LeBlanc
Secrétaire exécutif
Téléphone: (819) 997-2253

Ron Manitowabi
Chercheur
Téléphone: (819) 953-5244

Hélène Laberge-Jarvis
Réceptioniste/dactylo
Téléphone: (819) 953-2530

Robert Roy
Chercheur principal
Téléphone: (819) 953-8591

Chantal Sirois
Adjointe administrative
Téléphone: (819) 953-2395

ADRESSE POSTALE:

13^{e} étage, Immeuble Fontaine
200, boulevard Sacré-Coeur
HULL (Québec)
K1A 0H3

NUMÉRO DE FACSIMILE:

(819) 953-2534

CONSEILLERS AU SECRETARIAT

Robert Boulden
Chef, Division des sytèmes
des impacts environnementaux
Environnement Canada
15ième étage, P.V.M.
351, boulevard St-Joseph
HULL (Québec)
K1A 0H3
Tel: (819) 953-1690
Fax: (819) 953-4093

Barry Salder
Directeur
Institute of the North-
American West
1631 Barksdale Dr.
VICTORIA, B.C.
V8N 5A8
Tel: (604) 477-8752
Fax: (604) 477-8752

Robert H. Weir
Directeur, Le service
professionnel environnement
Agence canadienne de
développement international
200 promenade du Portage
Place du Centre, 7ième étage
HULL (Québec) K1A 0G4
Tel: (819) 997-6731
Fax: (819) 997-4762

MEMBRES DU CONSEIL

Gordon Beanlands (Président)
School for Resource &
Environmental Studies
1312 Robie Street
HALIFAX, Nova Scotia
B3H 3E2
Tel: (902) 494-3632
Fax: (902) 494-3728

Tom Beck
422 33rd Avenue N.W.
CALGARY, Alberta
T2C 0B4
Tel: (403) 277-1363
Fax: (403) 276-6032

Nancy Doubleday
141 Aylmer Avenue
OTTAWA, Ontario
K1S 2Y1
Tel: (613) 233-9596

W. Ray Effer
Ontario Hydro
700 University Ave., H10G1
TORONTO, Ontario
M5G 1X6
Tel: (416) 592-5202
Fax: (416) 978-0156

Michel Gariépy
Université de Montréal
5620, avenue Darlington
MONTRÉAL (Québec)
H3C 3J7
Tel: (514) 343-6386
Fax: (514) 343-2183

Susan Holtz
Stanbrae Road
Ferguson's Cove
Box 49, Site 15
RR5, ARMDALE, Nova Scotia
B3L 4J5
Tel: (902) 477-3690
Fax: (902) 477-5464

Esther Jacko
General Delivery
BIRCH ISLAND, Ontario
P0P 1A0
Tel: (705) 285-4335
Fax: (705) 285-4532

David Kiell
Newfoundland & Labrador Hydro
P.O. Box 12400
ST. JOHN'S, Newfoundland
A1A 2X8
Tel: (709) 737-1494
Fax: (709) 737-1790

Henry Lickers
Mohawk Council of Akwesasne
P.O. Box 579
CORNWALL, Ontario
K6H 5T3
Tel: (613) 575-2377
Fax: (613) 575-2181

Luc Ouimet
Ville de Montréal
460, rue Saint-Gabriel
4e étage
MONTRÉAL (Québec)
H2Y 2Z9
Tel: (514) 872-7807
Fax: (514) 872-7849

Louise Roy
3855, avenue Northcliffe
MONTRÉAL (Québec)
H4A 3K9
Tel: (514) 481-2576
Fax: (514) 481-2576

Robert Walker
Saskatchewan Power Corporation
8th Floor, West Wing
2025 Victoria Avenue
REGINA, Saskatchewan
S4P 0S1
Tel: (306) 566-2877
Fax: (306) 566-3428